

# Umweltwirkungen der Projektbetriebe

Maria Bystricky<sup>1\*</sup>, Markus Herndl<sup>2</sup> und Daniel U. Baumgartner<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Das Projekt FarmLife hatte zum Ziel, den Aufbau und die Vermittlung von Handlungskompetenzen und Wissen im Bereich der landwirtschaftlichen Ökobilanzen in Österreich zu schaffen. Dazu wurde das in der Schweiz entwickelte Konzept der einzelbetrieblichen Ökobilanzierung (SALCA, Swiss Agricultural Life Cycle Assessment) auf österreichische Verhältnisse angewandt und angepasst. Oberstes Ziel dabei war, eine Methodik zu schaffen, welche Umweltindikatoren auf Ebene Betrieb liefern kann. Um diese im Projekt entwickelte Methodik für die Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Betriebe zu testen, wurden Umweltwirkungen anhand von 51 Praxisbetrieben aus den Bereichen Ackerbau, Weinbau, Veredelung und Milchvieh berechnet, von denen 30 Betriebe biologisch und 21 Betriebe konventionell wirtschafteten. Berechnet wurden die Umweltwirkungen Bedarf an nicht erneuerbaren Energieressourcen, Ressourcenbedarf Phosphor, Treibhauspotenzial, aquatisches Eutrophierungspotenzial durch Stickstoff und Phosphor, terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial, Abholzung und Flächenbedarf. Diese wurden über eine statistische Analyse als repräsentativ für eine Reihe von weiteren Umweltwirkungen ermittelt. Die Spannweite der Ergebnisse der Betriebe war insgesamt beträchtlich, aber unterschiedlich groß je nach Umweltwirkungen. So lag der Energiebedarf pro ha landwirtschaftliche Nutzfläche (LN) beim ungünstigsten Betrieb achtmal höher als beim günstigsten, während der günstigste und der ungünstigste Betrieb sich bei der terrestrischen Ökotoxizität etwa um den Faktor 94 unterschieden. Auf die verschiedenen Umweltwirkungen wirkten jeweils unterschiedliche Einflussfaktoren. So spielten beispielsweise Bewirtschaftungsentscheidungen bei der aquatischen Eutrophierung durch Stickstoff eine Rolle, wohingegen der Energiebedarf hauptsächlich vom Maschinen- und Energieeinsatz beeinflusst wurde. Exemplarisch konnte gezeigt werden, wie anhand einer Beitragsanalyse die Betriebsbereiche mit Verbesserungspotenzial identifiziert und mögliche Maßnahmen abgeleitet werden können. In sogenannten Umweltprofilen schließlich wurden mehrere Umweltwirkungen zusammenfassend für jeden Betriebstyp dargestellt, nämlich bezogen auf ha LN sowie auf die von den Betrieben erzeugten MJ verdaulicher Energie. Bei beiden Bezugsgrößen schnitten die Pflanzenbaubetriebe tendenziell günstiger ab als die tierhaltenden Betriebe. Das war darauf zurückzuführen, dass Tierhaltungsbetrie-

be im Vergleich weniger für den Menschen verwertbare Energie erzeugten und außerdem Zukäufe an Tieren und Futtermitteln aufwiesen. Im Detail ließen sich aber auch Unterschiede zwischen beiden Bezugsgrößen feststellen. So waren die Veredelungsbetriebe pro ha LN tendenziell günstiger zu bewerten als die Milchviehbetriebe, pro MJ verdauliche Energie schnitten sie deutlich ungünstiger ab.

*Schlagwörter:* Ökobilanz Betriebsnetz; Einflussfaktoren; funktionelle Einheiten; Beitragsanalyse

## Summary

The project FarmLife had the aim to build up and impart know-how in the field of agricultural life cycle assessment (LCA) in Austria. The Swiss concept of LCA of farms (SALCA, Swiss Agricultural Life Cycle Assessment) was adapted and applied to conditions in Austria. The top aim was to create a methodology that provides environmental indicators on farm level. In order to test the farm LCA methodology developed in the project, we calculated the environmental impacts of 51 farms distributed among arable, viticulture, cattle fattening, and dairy farms, 30 of which were organic, and 21 of which were conventional farms. We calculated non-renewable energy use, resource use phosphorus, global warming potential, aquatic eutrophication potential by nitrogen and phosphorus, terrestrial ecotoxicity, deforestation, and land competition. Via a statistical analysis these were determined to be representative for a number of other impact categories. On the whole, the range of results of the farms was considerable but varied between different environmental impacts. For example, the farm with the highest energy use per hectare of usable agricultural area (UAA) lay eight times higher than the one with the lowest energy use, whereas the most favorable and the most unfavorable farms in terms of terrestrial ecotoxicity differed by factor 94. Different drivers affected the various environmental impacts: management decisions had an influence on aquatic eutrophication nitrogen, whereas energy use was mainly determined by machinery and energy use. By way of an example, we could demonstrate how a contribution analysis can be used to identify branches of farms with potential for improvement, leading to potential measures. Finally, so-called environmental profiles displayed the results of several environmental impacts for each farm type, referred both to ha UAA and to MJ digestible energy produced on the farms. At both

<sup>1</sup> Agroscope, Institut für Nachhaltigkeitswissenschaften INH, CH-8046 ZÜRICH

<sup>2</sup> HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Raumberg 38, A-8952 IRDNING-DONNERSBACHTAL

\* Ansprechpartner: Dipl.-Agr.Biol. Maria Bystricky, maria.bystricky@agroscope.admin.ch

reference units, arable and viticulture farms tended to score more favorably than farms with animal husbandry. This was due to the latter's lower production of energy digestible by humans per hectare, and to them purchasing animals and feedstuff. Looking at the results in detail, however, revealed differences between the two reference

units. For example, cattle fattening farms tended to score more favorably than dairy farms per hectare UAA, while they scored considerably less favorably per MJ digestible energy.

*Keywords:* LCA of a farm network; drivers; functional units; contribution analysis

## Einleitung

Die betriebliche Ökobilanzierung in der Landwirtschaft hat zum Ziel, die potenziellen Umweltwirkungen eines landwirtschaftlichen Betriebes zu ermitteln sowie Kenntnisse über die Umweltwirkungen bestimmter Produktionssysteme wie auch von Produkten, welche den Betrieb verlassen, zu verbessern. Das im Projekt FarmLife auf Österreich angewendete Konzept der betrieblichen Ökobilanzierung hatte als oberstes Ziel, eine Methodik zu schaffen, welche Umweltindikatoren auf Ebene Betrieb liefern kann. Dazu wurde in einem ersten Schritt die Ökobilanzierungsmethode SALCA (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment, Gailard und Nemecek 2009) an österreichische Bedingungen angepasst (Baumgartner *et al.* 2015, Bystricky und Nemecek 2015). Darüber hinaus wurde ein Datenverarbeitungskonzept für die Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Betriebe in Österreich geschaffen (Guggenberger *et al.* 2015). Als drittes Teilziel im Projekt wurde das entwickelte Ökobilanzierungskonzept anhand von 51 landwirtschaftlichen Betrieben getestet. Dabei sollten erste Ergebnisse in Österreich entstehen, die einen Einblick zu Umweltwirkungen von unterschiedlichsten Betriebstypen und Produktionssystemen geben.

Der vorliegende Beitrag gibt einen Überblick über die Umweltwirkungen der 51 untersuchten Betriebe für das Wirtschaftsjahr 2012-2013. Die Spannweite der Ergebnisse einzelner Betriebe wird aufgezeigt. Ebenso werden die wichtigsten Einflussfaktoren für die Umweltwirkungen identifiziert und diskutiert. Schließlich wird aufgezeigt, wie verschiedene Betriebstypen im Vergleich untereinander abschneiden und welchen Einfluss die Wahl der funktionellen Einheit hat. Damit sollen die Kenntnisse über Umweltwirkungen der landwirtschaftlichen Produktion auf den FarmLife-Betrieben und über deren Einflussgrößen vermittelt und mögliche Ansatzpunkte zur Verbesserung präsentiert werden.

## Material und Methoden

### Betriebsnetz

Die FarmLife-Betriebe ließen sich den Betriebstypen Ackerbau (11 Betriebe), Weinbau (6 Betriebe), Veredelung (12 Betriebe) und Milchviehbetriebe (22 Betriebe) zuordnen (Klassifizierung nach FAT99-Typologie, Meier 2000). 30 Betriebe wirtschafteten biologisch, 21 Betriebe wirtschafteten konventionell. Fünf der Ackerbaubetriebe bauten hauptsächlich Brotgetreide an, zwei bauten überwiegend Körnermais an. Die übrigen vier produzierten Brotgetreide, Futtergetreide, Mais, Gras, einen kleinen Anteil Hackfrüchte bzw. sonstige Acker- und Futterpflanzen. Bis auf einen Betrieb, der zusätzlich auch Obstbau hatte, produzierten

die Weinbaubetriebe ausschließlich Trauben. Unter den „Veredelungsbetrieben“ wurde eine sehr heterogene Gruppe von Betrieben zusammengefasst: Vier Betriebe waren Mutterkuhbetriebe, vier hatten Rindermast und vier Schweinemast. Acht der Betriebe hatten zusätzlich noch Acker- und Futterbau, genauso wie zwölf der Milchviehbetriebe. Fünf der Milchviehbetriebe hielten außerdem noch Schweine.

Im Mittel hatten die Betriebe 32 ha landwirtschaftliche Nutzfläche (LN). Die Weinbaubetriebe waren am kleinsten (zwischen 6 und 15 ha LN). Die übrigen Betriebstypen hatten jeweils eine ähnliche Größenspannweite, wobei zwei Ackerbaubetriebe mit 115 und 156 ha LN mit einigem Abstand größer waren als die übrigen Betriebe. Die Betriebe lagen damit unter dem Mittelwert aller Landwirtschaftsbetriebe in Österreich, der im Jahr 2013 bei 44 ha LN lag (BMLFUW 2014).

Diejenigen FarmLife-Betriebe, die Winterweizen anbauten, hatten im Durchschnitt 38 dt/ha an Weizen-Erträgen. Damit lagen sie deutlich tiefer als der Landesdurchschnitt von 2013 (55 dt/ha, BMLFUW 2014). Ähnlich war es bei anderen Kulturen. Der Körnermaisertrag beispielsweise betrug durchschnittlich 70 dt/ha, der Silomaisertrag 153 dt/ha (der Landesdurchschnitt lag bei 81 dt/ha und 379 dt/ha). 59 % der FarmLife-Betriebe wirtschafteten biologisch, im Landesdurchschnitt waren es 2013 nur 17 % (BMLFUW 2014). Die tiefen Erträge waren einerseits auf diesen hohen Anteil Bio-Betriebe zurückzuführen, andererseits auf das insgesamt tiefe Düngenniveau: Bei Weizen und Körnermais waren die Erträge der einzelnen Betriebe proportional zur Stickstoffdüngung, die durchschnittlich 81 kg N/ha LN betrug und dabei zwischen 0 und 224 kg N/ha LN streute. Acht Betriebe düngten überhaupt nicht, weder mit Wirtschafts- noch mit Handelsdünger; drei davon waren Bio-Ackerbaubetriebe, die restlichen waren Weinbaubetriebe, die sowohl biologisch als auch konventionell wirtschafteten. Die Biobetriebe düngten mit durchschnittlich 54 kg N/ha deutlich weniger Stickstoff als die konventionellen mit 120 kg N/ha. Analog dazu lagen die Weizen-erträge der Biobetriebe mit 30 dt/ha deutlich tiefer als die der konventionellen (56 dt/ha). Die FarmLife-Betriebe wirtschafteten also verglichen mit dem Landesdurchschnitt relativ extensiv, sodass das Betriebsnetz nicht als repräsentativ für die österreichische Landwirtschaft gesehen werden kann. Gleichwohl bildet es eine große Bandbreite ab, die ausreichend ist, um die FarmLife-Methodik zu testen.

### Funktionelle Einheit

Für den Vergleich aller Betriebe untereinander eignet sich am besten die funktionelle Einheit 1 ha LN pro Jahr (vgl. Baumgartner *et al.* 2015), da viele Kenngrößen der landwirtschaftlichen Produktion sich an ihrem Einsatz pro ha Fläche

**Tabelle 1: Ergebnisse der Pearson'schen Rangkorrelation der berechneten Umweltwirkungen des FarmLife-Betriebsnetzes (51 Betriebe).**

	Non renewable, fossil and nuclear	Non renewable, fossil	Non renewable, nuclear	GWP 100a	GWP 500a	Ozone depletion	Ozone formation (Vegetation)	Ozone formation (Human)	Acidification	Eutrophication terr.	Eutrophication aq. N	Eutrophication aq. P	Human tox 100a, CML	Ecotox terr. 100a, CML	Ecotox aq. 100a, CML	Resources (potassium)	Resources (phosphorus)	Land competition	Deforestation	Total water use (blue water)
Non renewable, fossil and nuclear	1.00																			
Non renewable, fossil	1.00	1.00																		
Non renewable, nuclear	0.94	0.92	1.00																	
GWP 100a	0.81	0.81	0.75	1.00																
GWP 500a	0.92	0.92	0.86	0.97	1.00															
Ozone depletion	0.97	0.98	0.89	0.74	0.87	1.00														
Ozone formation (Vegetation)	0.83	0.83	0.75	0.99	0.96	0.76	1.00													
Ozone formation (Human)	0.75	0.75	0.68	0.99	0.93	0.67	0.99	1.00												
Acidification	0.65	0.66	0.57	0.94	0.86	0.58	0.93	0.95	1.00											
Eutrophication terr.	0.61	0.62	0.53	0.92	0.83	0.54	0.90	0.93	1.00	1.00										
Eutrophication aq. N	0.68	0.69	0.63	0.41	0.56	0.72	0.39	0.29	0.29	0.25	1.00									
Eutrophication aq. P	0.85	0.85	0.79	0.64	0.76	0.86	0.65	0.57	0.49	0.46	0.75	1.00								
Human tox 100a, CML	0.89	0.87	0.90	0.60	0.74	0.85	0.63	0.54	0.45	0.40	0.64	0.75	1.00							
Ecotox terr. 100a, CML	0.53	0.54	0.47	0.37	0.49	0.57	0.35	0.27	0.24	0.19	0.67	0.52	0.48	1.00						
Ecotox aq. 100a, CML	0.95	0.95	0.91	0.76	0.87	0.93	0.77	0.68	0.62	0.57	0.72	0.83	0.93	0.61	1.00					
Resources (potassium)	0.36	0.38	0.26	0.20	0.30	0.44	0.19	0.09	0.18	0.16	0.67	0.46	0.29	0.52	0.39	1.00				
Resources (phosphorus)	0.58	0.59	0.49	0.40	0.52	0.66	0.38	0.28	0.30	0.27	0.78	0.68	0.45	0.66	0.61	0.85	1.00			
Land competition	0.72	0.69	0.83	0.67	0.72	0.67	0.65	0.62	0.54	0.52	0.48	0.64	0.62	0.28	0.67	0.12	0.34	1.00		
Deforestation	0.67	0.67	0.61	0.38	0.55	0.73	0.41	0.30	0.18	0.13	0.64	0.63	0.67	0.56	0.72	0.44	0.63	0.35	1.00	
Total water use (blue water)	0.91	0.89	0.93	0.75	0.84	0.86	0.74	0.69	0.57	0.54	0.60	0.79	0.78	0.45	0.83	0.27	0.54	0.82	0.53	1.00

und Jahr orientieren, wie z.B. der Einsatz von Dünge- oder Pflanzenschutzmitteln. Diese funktionelle Einheit zielt auf die Beantwortung der Frage ab, wie die vorhandene Fläche

zu bewirtschaften ist, um möglichst günstige Umweltwirkungen zu erzielen. Um auch auf die produktive Funktion der Landwirtschaft einzugehen, wurden ausgewählte Ergeb-

nisse zusätzlich auf 1 MJ Output an verdaulicher Energie (VE) (vgl. Baumgartner *et al.* 2015) bezogen.

### Auswahl von Umweltwirkungen

FarmLife-LCA berechnet analog zu SALCA standardmäßig die Ergebnisse für eine Reihe von Umweltwirkungen (siehe Baumgartner *et al.* 2015). Viele davon werden von ähnlichen Einflussfaktoren bestimmt. Um die Ergebnisse übersichtlich darstellen zu können, wurde daher eine Auswahl getroffen, indem die Umweltwirkungen gruppiert wurden. Die Analyse von Umweltwirkungen innerhalb einer Gruppe führte zu ähnlichen Aussagen. Über eine Pearson'sche Rangkorrelation wurde geprüft, ob die Ergebnisse zweier Umweltwirkungen jeweils miteinander korrelierten. Zusätzlich wurde untersucht, welche Inputgruppen (siehe Baumgartner *et al.* 2015) jeweils zu den verschiedenen Umweltwirkungen über das gesamte Betriebsnetz hinweg einen wichtigen Beitrag leisteten. Damit konnte die Gruppierung, die sich aus der Korrelationsanalyse ergeben hatte, bestätigt werden.

### Erstellung von Umweltprofilen

Um die Ergebnisse für die Funktion der Landbewirtschaftung und die produktive Funktion gemeinsam abzubilden, wurde für jeden Betriebstyp ein Umweltprofil erstellt (vgl. *Abbildung 5* und *6*). Dort werden die Median-Werte beider Funktionen für ausgewählte Umweltwirkungen gleichzeitig in einem Netzdiagramm dargestellt. Je näher die Werte beim Mittelpunkt liegen, desto geringer ist die jeweilige Umweltwirkung. Das Maximum entspricht jeweils dem Betrieb mit dem höchsten Wert aus der gesamten Stichprobe, der Mittelpunkt entspricht dem Wert Null. Die dargestellten Umweltwirkungen zählen zu denen, die für das FarmLife-Betriebsnetz als repräsentativ ausgewählt wurden. Um die Umweltprofile nicht zu überfrachten, wurde die Anzahl der dort festgelegten Umweltwirkungen noch reduziert. Dabei orientierten wir uns am Vorgehen in anderen Studien wie Nemecek *et al.* (2005) und Hersener *et al.* (2011).

## Ergebnisse und Diskussion

### Auswahl von Umweltwirkungen

Die Korrelationsanalyse der Umweltwirkungen auf Basis aller 51 Betriebe ergab drei Gruppen, innerhalb derer der Korrelationsfaktor zwischen Umweltwirkungen bei mindestens 0,9 lag. Die Ergebnisse der Korrelationsanalyse sind in *Tabelle 1* zu finden. Einige Umweltwirkungen, die nicht eng mit anderen zusammenhängen, waren extra zu betrachten. *Tabelle 2* zeigt die Gruppen von Umweltwirkungen mit der jeweils als repräsentativ ausgewählten Umweltwirkung. Die Auswahl entspricht im Grundsatz derjenigen, die in anderen Studien zu Betriebsnetzen, die SALCA als Ökobilanzmethode verwendeten, getroffen wurde (Hersener *et al.* 2011, Nemecek *et al.* 2005).

### Variabilität der Betriebe pro ha LN

*Abbildung 1* zeigt die Schwankungsbreite aller Betriebsergebnisse bei vier der ausgewählten Umweltwirkungen. Die meisten Betriebe hatten einen Energiebedarf zwischen 17 000 und 34 000 MJ-Äquivalente pro ha LN. Der Energiebedarf des ungünstigsten Betriebes pro ha LN war dabei 7,5mal höher als der des günstigsten. Die Ergebnisse lagen trotz der Unterschiedlichkeit der Betriebe noch vergleichsweise nahe beieinander, wie ein Vergleich mit Hersener *et al.* (2011) zeigt. Diese fanden bei einem Schweizer Betriebsnetz mit gut 100 Betrieben unterschiedlicher Betriebstypen, Produktionsformen und Regionen, analysiert mit SALCA, dass die Unterschiede des Energiebedarfs zwischen einzelnen Betrieben beträchtlich sein können. Zwischen den Betrieben mit dem höchsten und dem tiefsten Energiebedarf betrug der Unterschied dort das 22fache.

Beim Treibhauspotenzial war die Schwankungsbreite der Betriebe höher als beim Energiebedarf. Der Betrieb mit den höchsten Treibhausgasemissionen pro ha LN lag etwa 18mal höher als der günstigste Betrieb. Dies entsprach in

*Tabelle 2: Gruppierung von Umweltwirkungen und Auswahl von repräsentativen Umweltwirkungen (fett).*

Gruppe	Umweltwirkungen	Kurzbezeichnung
Energie- und Infrastrukturbasiert	<b>Bedarf nicht erneuerbarer Energiressourcen</b> Ozonabbaupotenzial Humantoxizitätspotenzial Aquatisches Ökotoxizitätspotenzial Wasserbedarf	<b>Energiebedarf</b>
Nährstoffressourcenbasiert	<b>Ressourcenbedarf Phosphor</b> Ressourcenbedarf Kalium	<b>Ressourcenbedarf P</b>
Tierhaltungsbasiert	<b>Treibhauspotenzial</b> Ozonbildungspotenzial Versauerungspotenzial Terrestrisches Eutrophierungspotenzial	<b>Treibhauspotenzial</b>
Einzelne	<b>Aquatisches Eutrophierungspotenzial Stickstoff*</b> <b>Aquatisches Eutrophierungspotenzial Phosphor</b> <b>Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial</b> <b>Abholzung</b> <b>Flächenbedarf</b>	<b>Aq. Eutrophierung N*</b> <b>Aq. Eutrophierung P</b> <b>Terr. Ökotoxizität</b> <b>Abholzung</b> <b>Flächenbedarf</b>

\*Wird für die Weinbaubetriebe nicht gezeigt; die Ergebnisse haben gezeigt, dass die Methode nicht ausreichend spezifisch auf diesen Betriebstyp ausgerichtet ist.



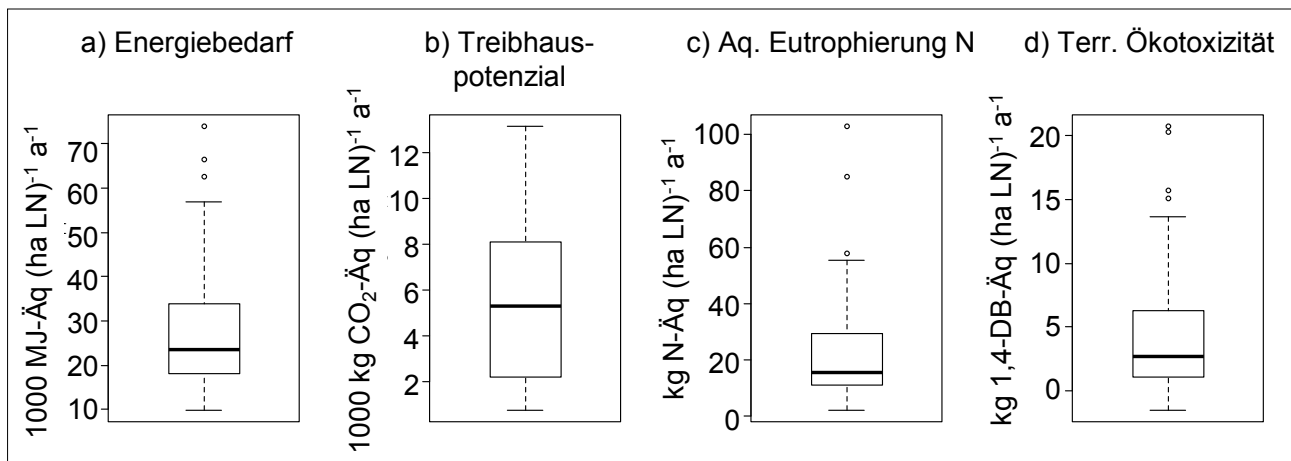


Abbildung 1: Variabilität der Betriebe bei verschiedenen Umweltwirkungen. Datengrundlage: a), b) und d) n = 51 (alle Betriebe); c) n = 45 (ohne Weinbaubetriebe). LN: Landwirtschaftliche Nutzfläche.

etwa der Schwankungsbreite der Betriebe in Hersener *et al.* (2011). Die Variabilität der Betriebe war bei der aquatischen Eutrophierung N noch höher, mit einem Faktor 46 zwischen dem Betrieb mit dem ungünstigsten und dem mit dem günstigsten Ergebnis. Bei der terrestrischen Ökotoxizität war die Variabilität noch größer. Aufgrund der Schwermetallbilanz, welche auf der Differenz von Schwermetallimporten auf den Betrieb und dem Export mit Produkten basiert, gab es sogar Betriebe mit negativen Werten, weil die Austräge die relativ geringen Einträge überstiegen. Der ungünstigste Betrieb lag etwa 94mal höher als der günstigste Betrieb mit einem positiven Wert für die Toxizität, was größenordnungsmäßig Ergebnissen von Hersener *et al.* (2011) entspricht.

### Umweltwirkungen aller Betriebe pro ha LN

Abbildungen 2 und 3 zeigen die Ergebnisse aller Betriebe für eine Auswahl von Umweltwirkungen, gruppiert nach Betriebstypen und sortiert nach ansteigender Umweltwirkung. Beim Energiebedarf pro ha LN (Abbildung 2a) lagen die Acker- und Weinbaubetriebe tiefer als die viehhaltenden Betriebe. Der Einsatz von Infrastruktur und Energieträgern pro ha LN war bei den Ackerbaubetrieben deutlich tiefer; dazu kamen bei den viehhaltenden Betrieben noch die Aufwendungen durch den Zukauf von Futtermitteln und Tieren. Innerhalb der Ackerbaubetriebe hatte der Einsatz von Mineraldüngern einen entscheidenden Einfluss auf den Energiebedarf, bei den Weinbaubetrieben waren nur die Inputgruppen von Infrastruktur- und Energieträgereinsatz von Bedeutung. Innerhalb der Veredelungs- und Milchbetriebe waren sowohl der Einsatz von Energieträgern auf dem Hof als auch der Einsatz von Mineraldüngern und der Kraftfutterzukauf entscheidend für das Abschneiden der einzelnen Betriebe. Die Biobetriebe hatten tendenziell einen tieferen Energiebedarf pro ha LN als die konventionellen, vor allem wegen des tieferen Einsatzes von Mineraldüngern und Kraftfutter; im Durchschnitt hatten die konventionellen Betriebe aber auch bei den übrigen Inputgruppen einen höheren Energiebedarf als die Biobetriebe. In einem Pilotbetriebsnetz in Deutschland fanden Hülsbergen und Rahmann (2013) bei 24 Ackerbau- und 32 Milchviehbetrieben (biologisch und konventionell) eine

Spannweite von 4-18 GJ Energiebedarf pro ha, was im unteren Bereich der Spannweite in FarmLife liegt. Wenn man berücksichtigt, dass Gebäude und Einrichtungen sowie zugekaufte Kraftfutter und Tiere dort nicht einbezogen wurden, stimmen die Ergebnisse größenordnungsmäßig mit denen von FarmLife überein. Der Energiebedarf von konventionellen Betrieben war bei Hülsbergen und Rahmann (2013) im Durchschnitt etwa doppelt so hoch wie der von Biobetrieben; es ist zu vermuten, dass dieses Verhältnis enger wäre, wenn man die Infrastruktur einbezogen hätte. Hersener *et al.* (2011) fanden, dass unterschiedliche Betriebstypen im Mittel einen unterschiedlichen Energiebedarf pro ha haben. Ackerbau- und Mutterkuhbetriebe schnitten dort günstiger ab als Veredelungs- und Milchviehbetriebe. Die Bandbreite der Ergebnisse innerhalb der Betriebstypen war bei Hersener *et al.* (2011) beträchtlich, und die Einteilung in die Betriebstypen wurde als möglicherweise ungeeignet für eine ökologische Auswertung angesehen. Auch bei den FarmLife-Ergebnissen waren die Unterschiede innerhalb der Betriebstypen teils größer als zwischen den Medianen der Betriebstypen selbst, aber dennoch können hier auch Charakteristika der einzelnen Betriebstypen (wie z.B. der Futtermittelzukauf bei viehhaltenden Betrieben) als Erklärung für das Abschneiden der Betriebe dienen.

Der Ressourcenbedarf Phosphor (Abbildung 2b) schlug vor allem bei konventionellen Betrieben zu Buche, da hier der Mineraldüngerzukauf einen großen Anteil ausmachte. Bei den viehhaltenden Betrieben kam deren Einfluss indirekt durch das zugekaufte Kraftfutter zum Tragen. Ein Ackerbaubetrieb setzte Rapsmethylester als Kraftstoff ein, was sich in einem zusätzlichen Ressourcenbedarf P aus dem Rapsanbau niederschlug.

Die Treibhausgasemissionen der Ackerbaubetriebe (Abbildung 2c) wurden entscheidend vom Düngemiteleinsetz beeinflusst, wobei hier zusätzlich zur Herstellung der Mineraldünger auch noch der Zukauf von organischen Düngern (Kompost) mit den entsprechenden Methanemissionen aus der Bereitstellung sowie die Lachgasemissionen bei der Düngerausbringung wichtig waren. Bei den Veredelungsbetrieben stieg das Treibhauspotenzial pro ha LN parallel zum Infrastruktur- und Energieträgereinsatz an. Zusätzlich hatten

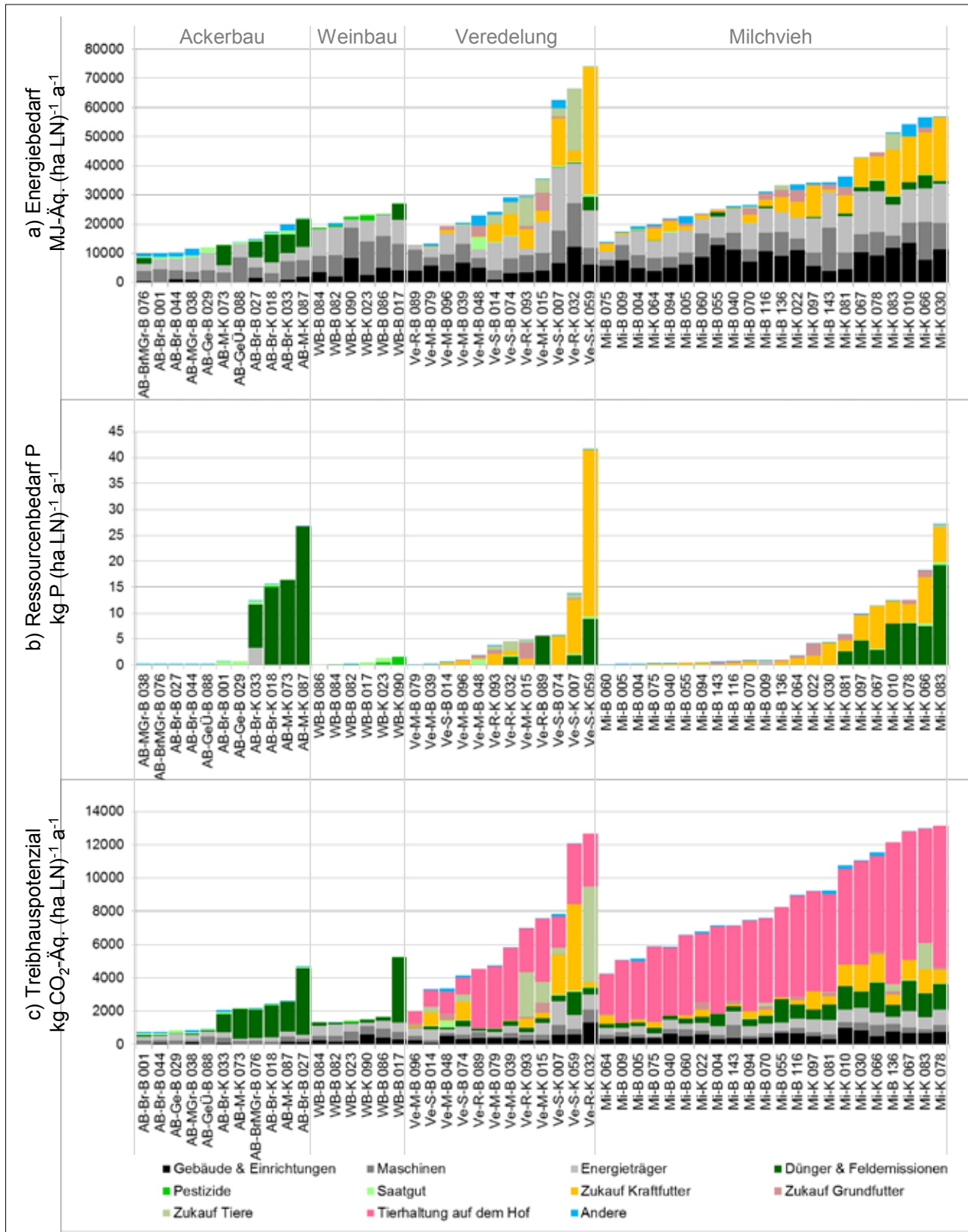


Abbildung 2: Umweltwirkungen der Betriebe, Teil I. Bezeichnung Betriebe: Betriebstyp-Spezifikationen-Betriebsnummer. Betriebstypen: AB = Ackerbau; WB = Weinbau; Ve = Veredelung; Mi = Milchvieh. Spezifikationen: Br = Brotgetreide; Ge = übrige Getreide; Gr = Gras; M = Mais (AB-Betriebe) / Mutterkuh (Ve-Betriebe); Ü = übriger Acker- und Futterbau; S = Schweinemast; R = Rindermast; B = biologisch; K = konventionell.

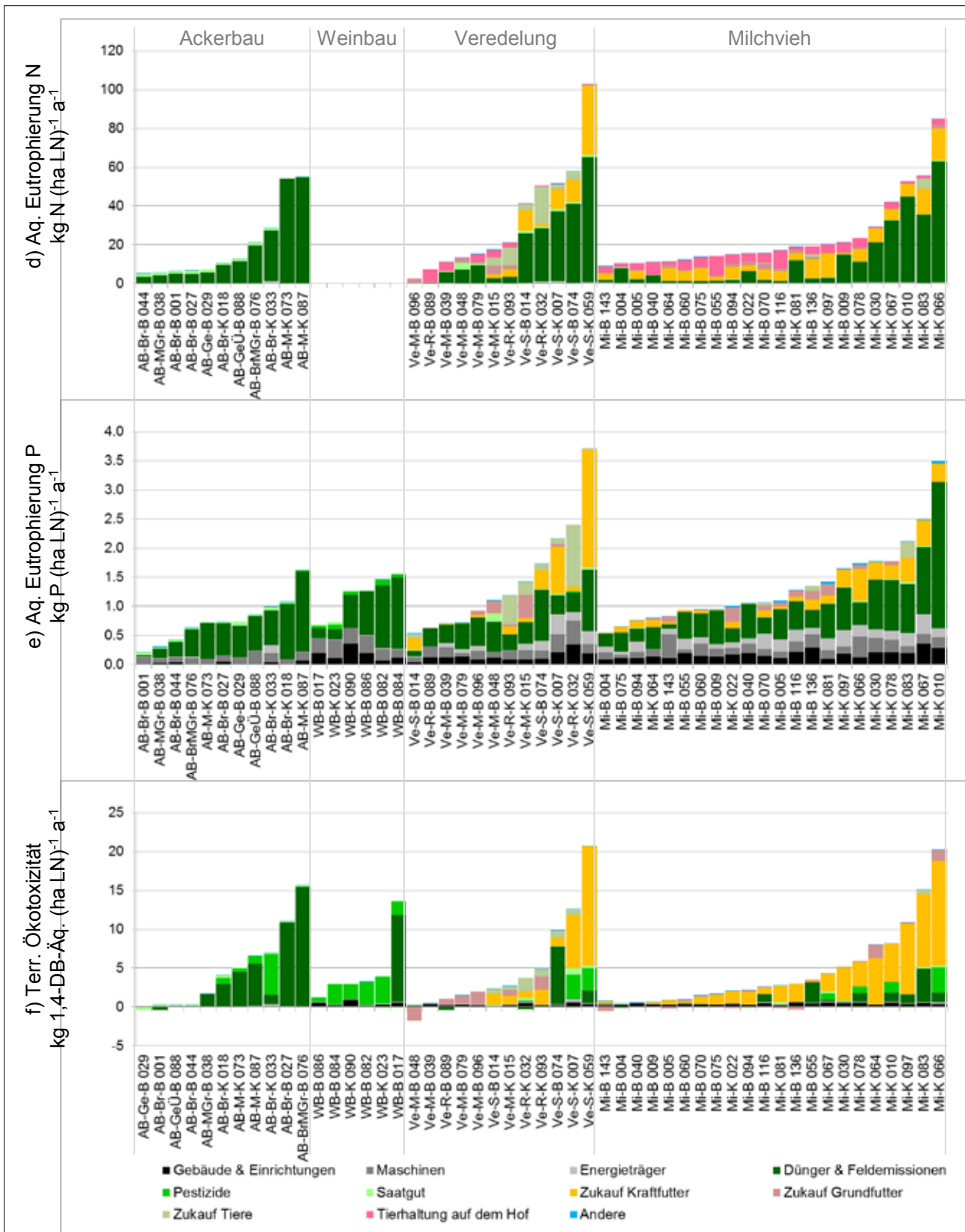


Abbildung 3: Umweltwirkungen der Betriebe, Teil II. Bezeichnung Betriebe: Betriebstyp-Spezifikationen-Betriebsnummer. Betriebsarten: AB = Ackerbau; WB = Weinbau; Ve = Veredelung; Mi = Milchvieh. Spezifikationen: Br = Brotgetreide; Ge = übrige Getreide; M = Mais (AB-Betriebe) / Mutterkuh (Ve-Betriebe); Gr = Gras; Ü = übriger Acker- und Futterbau; S = Schweinemast; R = Rindermast; B = biologisch; K = konventionell.

bei verschiedenen Betrieben unterschiedliche Inputgruppen einen hohen Anteil an den Treibhausgasemissionen. Augenfällig darunter waren die Emissionen durch die Tierhaltung auf dem Hof sowie die Emissionen, die mit dem Zukauf von Tieren und Kraftfutter verbunden waren. Bei den Milchviehbetrieben blieben die Anteile vieler Inputgruppen relativ ähnlich mit ansteigenden Emissionen pro ha. Das heißt, bei Betrieben mit höheren Werten nahmen die Emissionen aus Infrastruktur- und Energieträgereinsatz, Düngern und Feldemissionen, Kraftfutterzukauf sowie durch die Tierhaltung auf dem Hof gleichermaßen zu. Hülsbergen und Rahmann (2013) kamen bei ihrem Betriebsnetz auf etwas tiefere Werte für das Treibhauspotenzial; diese lagen zwischen -415 und 4995 kg CO<sub>2</sub>-Äq./ha LN für biologische und konventionelle Ackerbau- und Milchviehbetriebe. Gebäude und Einrichtungen sowie zugekaufte Futtermittel und Tiere lagen dort außerhalb der

Systemgrenze; hingegen wurde die Kohlenstoffsequestrierung im Boden mit berücksichtigt. Diese machte teilweise deutlich mehr aus als die Treibhausgasemissionen der Produktion. Durch den Anbau von Klee gras und den Einsatz von Wirtschaftsdüngern war sie bei Milchviehbetrieben höher als bei Ackerbaubetrieben. Zusätzlich schnitten die Milchviehbetriebe wegen des geringeren Einsatzes von mineralischem Stickstoff günstiger ab als die Ackerbaubetriebe. Dieser Einflussfaktor bestand auch bei den FarmLife-Betrieben, führte dort jedoch zu einer unterschiedlichen Bewertungsreihenfolge der Betriebstypen verglichen mit Hülsbergen und Rahmann (2013). Der Einsatz von Betriebsmitteln auf den individuellen Betrieben hat also einen größeren Einfluss als der Betriebstyp an sich. Ebenso kann der Einbezug des Bodens als CO<sub>2</sub>-Quelle bzw. Senke die Resultate deutlich beeinflussen (s. auch Kasper *et al.* 2013, Friedel und Hülsbergen 2012).

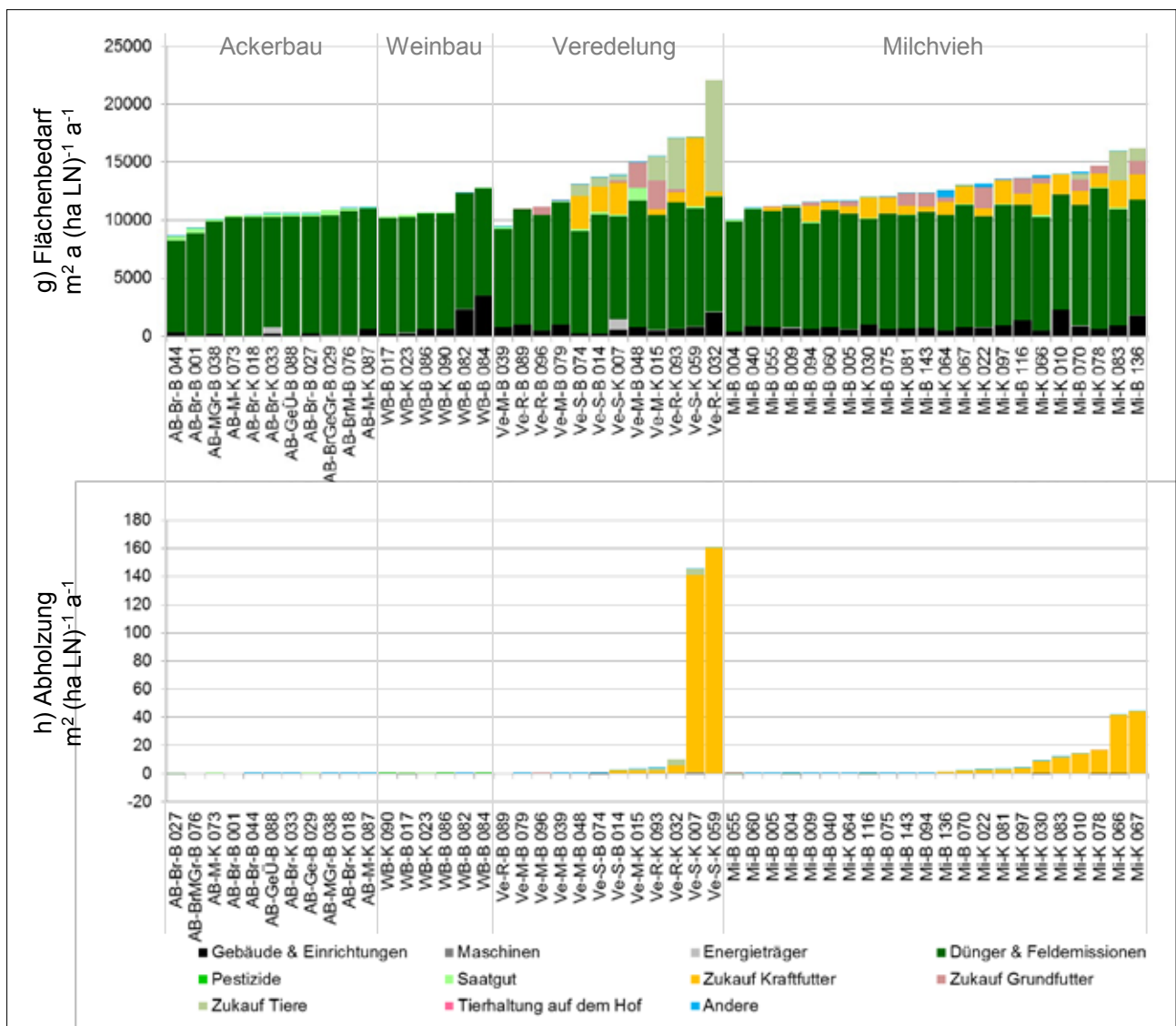


Abbildung 4: Umweltwirkungen der Betriebe, Teil III. Bezeichnung Betriebe: Betriebstyp-Spezifikationen-Betriebsnummer. Betriebstypen: AB = Ackerbau; WB = Weinbau; Ve = Veredelung; Mi = Milchvieh. Spezifikationen: Br = Brotgetreide; Ge = übrige Getreide; Gr = Gras; M = Mais (AB-Betriebe) / Mutterkuh (Ve-Betriebe); Ü = übriger Acker- und Futterbau; S = Schweinemast; R = Rindermast; B = biologisch; K = konventionell.



Das aquatische Eutrophierungspotenzial durch Stickstoff (*Abbildung 3d*) wurde hauptsächlich durch direkte Feldemissionen (Nitrat Auswaschung) verursacht, die entweder direkt auf den Betriebsflächen anfielen oder auf den Anbauflächen für zugekaufte Futtermittel. Die Emissionen waren neben der absoluten Höhe der Stickstoffdüngung auch abhängig von Faktoren wie den angebauten Kulturen mit ihren unterschiedlichen Verläufen der Stickstoffaufnahme, dem Ausbringungszeitpunkt stickstoffhaltiger Düngemittel, von der Höhe der Winterniederschläge und davon, ob die Betriebe im Hauptproduktionsgebiet „Nordöstliches Flach- und Hügelland“ lagen (für dieses galt eine tiefere Nitrat-Auswaschungsrate, vgl. Bystricky und Nemecek 2015). Vereinzelt wurde auch ein Anteil der Nitratemissionen durch zugekaufte Tiere in den Betrieb importiert. Weidehaltung führte zudem zu Nitratemissionen in der Inputgruppe „Tierhaltung auf dem Hof“. Dies stimmte mit Ergebnissen in Hersener *et al.* (2011) überein, die über verschiedene Betriebstypen hinweg fanden, dass beim Eutrophierungspotenzial neben den direkten Feld- und Tieremissionen der Zukauf von Tieren und Futtermitteln einen Einfluss hatte.

Das aquatische Eutrophierungspotenzial Phosphor (*Abbildung 3e*) verlief tendenziell parallel zum Energiebedarf der Betriebe, da der Einsatz von Infrastruktur und Energieträgern hier eine Rolle spielte; dieser führte über die Deposition von Rückständen aus dem Braunkohleabbau und der Kupfergewinnung zu Phosphoremissionen. Daneben war aber vor allem der Phosphoraustrag mit erodiertem Bodenmaterial (also die Bodenerosion) entscheidend dafür, wie die einzelnen Betriebe abschnitten. Bei den viehhaltenden Betrieben schließlich kamen noch die Emissionen hinzu, die durch die Produktion von zugekauften Tieren und Futtermitteln außerhalb der FarmLife-Betriebe entstanden. Diese machten bei manchen Betrieben beträchtliche Anteile an den Emissionen aus (bis zu 55 %).

Auf die terrestrische Ökotoxizität (*Abbildung 3f*) hatten bei den verschiedenen Betriebstypen sehr unterschiedliche Inputgruppen einen entscheidenden Einfluss. Nur bei einem der Ackerbaubetriebe wurde sie durch den Pflanzenschutzmittel Einsatz bestimmt; bei den übrigen trugen vor allem Schwermetalleinträge in den Boden zur terrestrischen Ökotoxizität bei. Diese stammten, wie auch bei einem der Weinbaubetriebe, aus zugekauften Wirtschafts- und Mineräldüngern. Die Toxizität der Weinbaubetriebe wurde ansonsten durch die eingesetzten Pflanzenschutz-Wirkstoffe beeinflusst. Hier war nicht die Menge, sondern die Art der eingesetzten Wirkstoffe entscheidend; die Biobetriebe schnitten durch Schwefeleinsatz ähnlich ab wie die konventionellen. Bei den Milchviehbetrieben hatten die zugekauften Kraftfutter aufgrund des Pflanzenschutzes und der Schwermetallbilanz ihrer Produktion einen entscheidenden Einfluss, bei den Veredelungsbetrieben war es das zugekaufte Kraft- und Grundfutter, wobei der Grundfutterzukauf vereinzelt sogar in negativen Werten für die Toxizität resultierte.

Der Flächenbedarf der Betriebe ist in *Abbildung 4* dargestellt. Dieser zeigt, wie viel Fläche zu jedem Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche jährlich noch hinzukommt, wenn man Gebäude und Einrichtungen, die Herstellung von Maschinen und Düngemitteln sowie zugekaufte Tiere

und Futtermittel berücksichtigt. Bei drei Betrieben lag der Flächenbedarf „pro ha LN“ unter 1 ha, weil hier die Dauer der Flächenbelegung eine Rolle spielt und die meisten Schläge mit Hauptkulturen bestellt waren, die die Fläche weniger als ein Jahr lang belegten. Zwei Weinbaubetriebe addierten durch den Einsatz von Holzpfehlen Fläche zu ihrer Betriebsfläche hinzu, welche für das Holzwachstum Waldfläche benötigen. Die Veredelungsbetriebe belegten durch Tier- und Futtermittelzukauf im Schnitt zusätzlich 33 %, bis hin zu maximal 99 %, ihrer eigenen Betriebsfläche außerhalb ihres Betriebes. Bei den Milchviehbetrieben war dies weniger; sie belegten durchschnittlich noch zusätzliche 18 % der eigenen Betriebsfläche außerhalb ihres Betriebes (Maximalwert 49 %). Damit lagen die Betriebe im Vergleich zu Hersener *et al.* (2011) eher tief, die Bewertungsreihenfolge der Betriebstypen war aber ähnlich.

Abholzung von tropischen Regenwald und Buschland entstand infolge der Verfütterung von Soja oder Sojaschrot aus Brasilien. Dies betraf nur einen Teil der Betriebe (*Abbildung 4*); am ungünstigsten schnitten konventionelle Schweinemastbetriebe ab, aber auch einige Milchviehbetriebe hatten hier eine ungünstige Auswirkung.

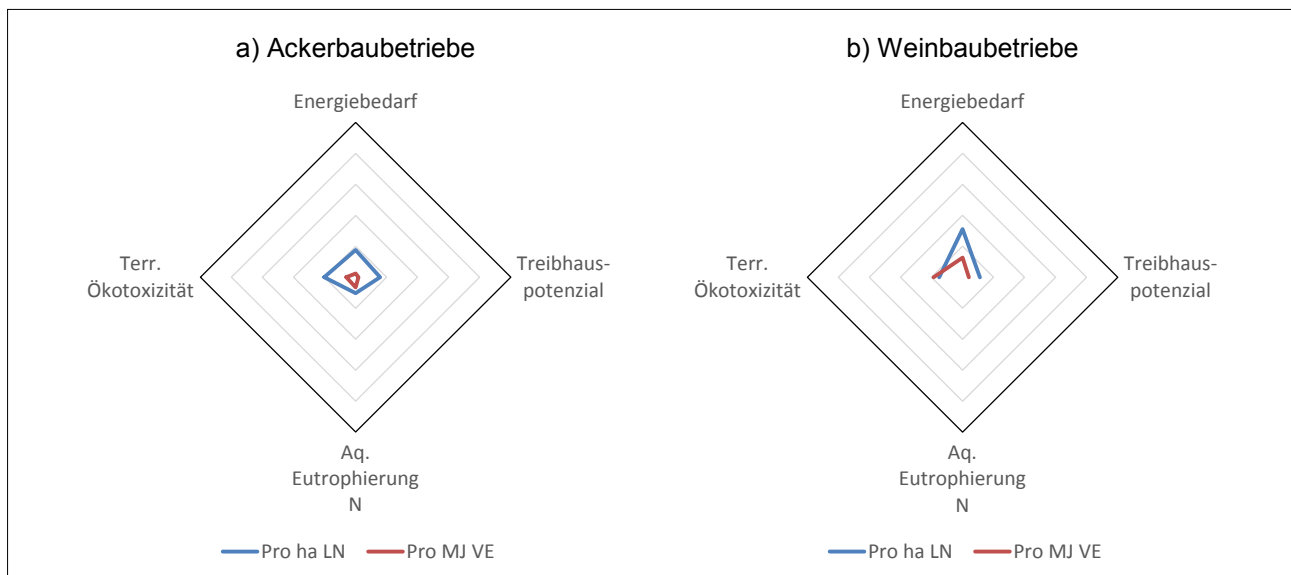
### *Beitragsanalyse und Verbesserungsoptionen am Beispiel des Betriebstyps Ackerbau*

Ein wichtiger Nutzen der betrieblichen Ökobilanz ist es, aus den Ergebnissen Informationen für das Umweltmanagement des landwirtschaftlichen Betriebs zu ziehen. Das Durchführen einer Beitragsanalyse ist ein Zugang dazu. Das Ökobilanzkonzept FarmLife mit der Aufteilung der Inputs aus den Vorketten in sogenannte Inputgruppen erlaubt dies (siehe Baumgartner *et al.* 2015). Inputgruppen mit einem großen Anteil am Gesamtergebnis eines Wirkungsindikators bei einer gleichzeitig hohen Standardabweichung weisen auf die Betriebsbereiche hin, bei denen ein Optimierungspotenzial besteht (Hersener *et al.* 2011). *Tabelle 3* zeigt dies exemplarisch für die elf Betriebe des Betriebstyps Ackerbau mit einer Auswahl von Umweltwirkungen. Über alle gezeigten Wirkungsindikatoren hinweg war die Inputgruppe „Dünger, Feldemissionen“ von überragender Bedeutung. Beim Energiebedarf waren zusätzlich die Inputgruppen Maschinen und Energieträger wichtig. Bei den vier übrigen gezeigten Wirkungsindikatoren waren die übrigen Inputgruppen nahezu bedeutungslos. Auffallend war, dass selbst bei den Inputgruppen, die im Mittel keinen großen Beitrag zum Wirkungsindikator Energiebedarf lieferten, die Standardabweichungen durchwegs hoch waren. Dies ist ein Indiz für eine beachtliche Heterogenität der Ausstattung und Betriebsführung zwischen diesen elf Betrieben des gleichen Typs.

Aus der Beitragsanalyse geht hervor, dass sich die ökologische Optimierung auf die Inputs aus der Inputgruppe „Dünger, Feldemissionen“ konzentrieren muss, das heißt auf verbesserte Optionen hinsichtlich von zugekauften mineralischen und organischen Düngern, wie auch auf die Minderungsmaßnahmen von Emissionen auf den Parzellen. Zusätzlich besteht beim Maschineneinsatz und bei den direkt auf den Betrieben eingesetzten Energieträgern ein Potenzial zur Verringerung der Umweltlast. Welche Maß-

**Tabelle 3: Mittelwerte und Standardabweichung (Stabw) der 11 Betriebe des Typs Ackerbau pro ha LN und Jahr für die Umweltwirkungen Energiebedarf (in MJ-Äq.), Ressourcenbedarf P (in kg P), Treibhauspotenzial (in kg CO<sub>2</sub>-Äq.), aquatisches Eutrophierungspotenzial N (in kg N) und terrestrische Ökotoxizität (in kg 1,4-DB-Äq.).**

Inputgruppen	Energiebedarf		Treibhauspot.		Aq. Eutrophierung N		Terr. Ökotoxizität (CML)		Ressourcenbedarf P	
	Mittelwert	Stabw	Mittelwert	Stabw	Mittelwert	Stabw	Mittelwert	Stabw	Mittelwert	Stabw
Gebäude, Einrichtungen	640	620	65	60	0.01	0.01	0.02	0.02	0.003	0.004
Maschinen	4410	1702	228	89	0.04	0.01	0.07	0.03	0.003	0.001
Energieträger	3855	1089	269	71	0.26	0.29	0.04	0.07	0.308	1.016
Dünger, Feldemissionen	3586	3932	1147	1258	17.95	19.30	3.75	5.09	6.018	9.337
Pflanzenschutzmittel	53	91	3	5	0.00	0.00	0.69	1.55	0.026	0.076
Saatgut (Zukauf)	713	497	88	51	1.19	0.53	0.10	0.20	0.305	0.273
Kraftfutter (Zukauf)	0	0	0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.000	0.000
Grundfutter (Zukauf)	0	0	0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.000	0.000
Tiere (Zukauf)	0	0	0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.000	0.000
Tierhaltung	0	0	0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.000	0.000
Weitere Inputs	807	868	49	55	0.03	0.03	0.01	0.01	0.000	0.000



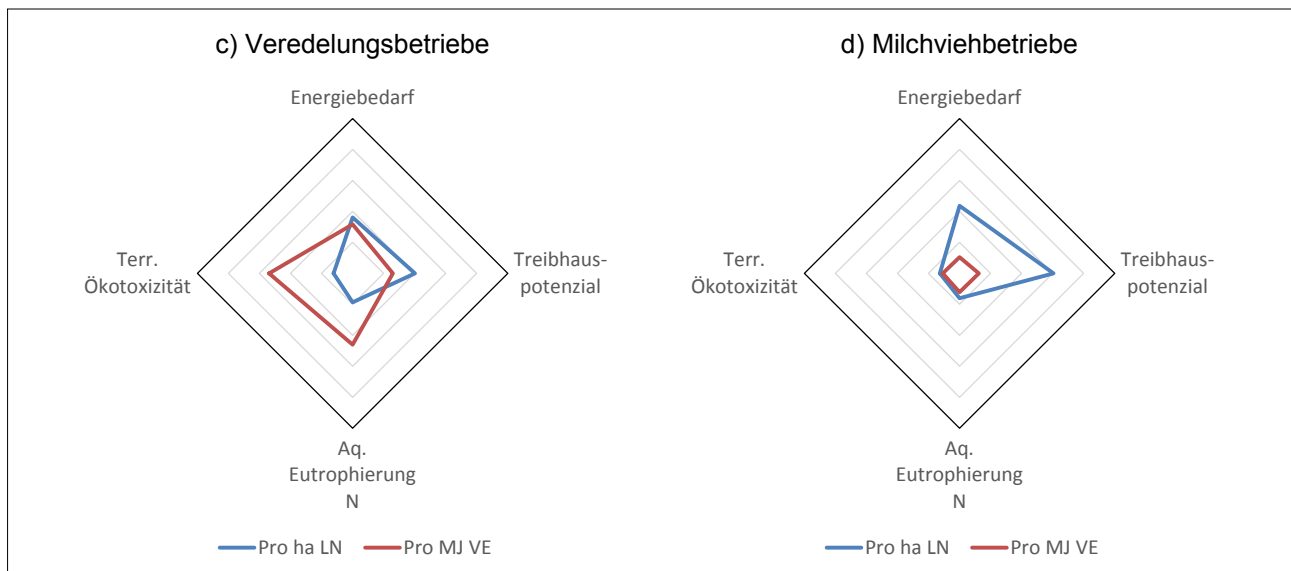
**Abbildung 5: Umweltprofile von Pflanzenbaubetrieben für die produktive Funktion, ausgedrückt pro MJ VE, und für die Funktion Landbewirtschaftung, ausgedrückt pro ha LN und Jahr. LN: landwirtschaftliche Nutzfläche; VE: verdauliche Energie. a) Ackerbaubetriebe (n = 11), b) Weinbaubetriebe (ohne Aq. Eutrophierung N, n = 6). Gezeigt werden die Median-Werte der Betriebstypen für jede Umweltwirkung. Die äußerste Linie entspricht dem Betrieb mit dem höchsten Wert der gesamten Stichprobe, der Mittelpunkt entspricht dem Wert Null.**

nahmen jeweils zu treffen wären, muss individuell für den einzelnen Betrieb geklärt werden. Eine Beitragsanalyse bei zwölf Betrieben des Typs ‚Ackerbau‘ in der Schweiz (Hersener *et al.* 2011) führte zu deutlich anderen Ergebnissen, was vorwiegend darin begründet war, dass dort alle Betriebe konventionell bewirtschaftet wurden und einzelne in geringem Maße Tierhaltung betrieben. Somit spielten Inputs aus den Gruppen ‚Pflanzenschutzmittel‘, ‚Kraftfutter (Zukauf)‘ oder ‚Tierhaltung‘ ebenfalls eine wichtige Rolle.

### Umweltprofile der verschiedenen Betriebstypen

Die Umweltprofile wurden aus den vier Umweltwirkungen Energiebedarf, Treibhauspotenzial, aq. Eutrophierung N und terrestrische Ökotoxizität gebildet. *Abbildung 5* und *Abbildung 6* zeigen die Ergebnisse aufgeteilt nach den Betriebstypen für diese Umweltwirkungen und bezogen auf zwei funktionelle Einheiten.

Betrachtet man die Ergebnisse für die Funktion der Landbewirtschaftung, das heißt pro ha LN, zeigten sich die Pflanzenbaubetriebe (*Abbildung 5*) bei den Umweltwirkungen Energiebedarf sowie Treibhauspotenzial im Vergleich zu den Tierhaltungsbetrieben (*Abbildung 6*) tendenziell günstig. Das hatte den Grund, dass beide Umweltwirkungen vor allem durch Zukäufe (z.B. Tiere, Kraftfutter) beeinflusst wurden, welche bei den Tierhaltungsbetrieben von großer Bedeutung waren. Bei der aquatischen Eutrophierung N pro ha LN lagen die Mediane der Betriebstypen nahe beieinander. Es ist zu beachten, dass die Schwankungen innerhalb der Betriebstypen 4- bis 37mal höher waren als die Unterschiede zwischen den Medianen. Die Unterschiede zwischen den Medianen der Betriebstypen waren dadurch weniger relevant als die Unterschiede beim Energiebedarf und dem Treibhauspotenzial, wo die Spannweite der Einzelergebnisse geringer war. Ähnlich war es beim terrestrischen Ökotoxizitätspotenzial pro ha LN. Dort lagen die beiden Mediane der Tierhaltungsbetriebe im Vergleich zwar etwas



**Abbildung 6: Umweltprofile von Tierhaltungsbetrieben für die produktive Funktion, ausgedrückt pro MJ VE, und für die Funktion Landbewirtschaftung, ausgedrückt pro ha LN und Jahr. LN: landwirtschaftliche Nutzfläche; VE: verdauliche Energie. c) Veredelungsbetriebe (n = 12), d) Milchviehbetriebe (n = 22). Gezeigt werden die Median-Werte der Betriebstypen für jede Umweltwirkung. Die äußerste Linie entspricht dem Betrieb mit dem höchsten Wert der gesamten Stichprobe, der Mittelpunkt entspricht dem Wert Null.**

tiefer als jene der Pflanzenbaubetriebe, aber auch hier war die Schwankung der Betriebe innerhalb der Betriebstypen deutlich größer (8- bis 255mal) als die Unterschiede zwischen den Medianen, sodass zwischen den Betriebstypen kein wirklicher Unterschied zu verzeichnen war.

Die Umweltprofile für die produktive Funktion, das heißt pro MJ VE, führten im Groben zu einer ähnlichen Einordnung der Betriebstypen wie jene pro ha LN: Die Pflanzenbaubetriebe schnitten auch hier tendenziell günstiger ab als die tierhaltenden Betriebe. Dabei lag der Median der Ackerbaubetriebe pro MJ VE im Vergleich zu allen anderen Betriebstypen überall am tiefsten, während der Median der Veredelungsbetriebe überall am ungünstigsten war. Die Weinbau- und die Milchviehbetriebe lagen im mittleren Bereich zwischen den beiden anderen Betriebstypen. Die Weinbaubetriebe ließen sich bei beiden Bezugsgrößen ähnlich einordnen. Ihre Produktivität lag mit 8614 MJ VE/ha LN im eher tiefen Bereich; es ist aber zu beachten, dass die Ernährungsfunktion bei diesen Betrieben nicht im Vordergrund steht und somit die Bewertung pro MJ VE nur wenig Aussagekraft hat. Bei den übrigen Betriebstypen hingegen ließen sich im Detail beträchtliche Unterschiede bei der Bewertung pro MJ VE und pro ha LN feststellen. Waren die Veredelungsbetriebe pro ha LN noch tendenziell günstiger zu bewerten als die Milchviehbetriebe, so schnitten sie pro MJ verdauliche Energie deutlich ungünstiger ab, da ihre Produktivität mit durchschnittlich 5722 MJ VE/ha LN weniger als halb so hoch lag wie die der Milchviehbetriebe (14078 MJ VE/ha LN). Vor allem bei der aquatischen Eutrophierung N und der terrestrischen Ökotoxizität waren die Veredelungsbetriebe daher bei der produktbezogenen Bewertung deutlich ungünstiger zu bewerten als bei der flächenbezogenen Bewertung. Die Ackerbaubetriebe, die pro ha LN bereits vergleichsweise günstig zu bewerten waren, schnitten pro MJ VE noch günstiger ab; ihre Produktivität war mit durchschnittlich 20317 MJ VE/ha LN am höchsten.

Die unterschiedliche Produktivität der Betriebe, und damit der Unterschied zwischen den beiden funktionellen Einheiten Fläche und verdauliche Energie, war vor allem darauf zurückzuführen, dass pflanzliche Produkte, vor allem Getreide, viel für den Menschen verdauliche Energie enthalten, welche ohne Umwege direkt genutzt werden kann. Im Gegensatz dazu müssen Betriebstypen mit dem Schwerpunkt auf Tierproduktion für die Erzeugung einer für den Menschen verwertbaren Kalorie eines tierischen Produkts das Mehrfache an Kalorien aus pflanzlicher Produktion einsetzen. Das bedeutet, dass Tierhaltungsbetriebe im Vergleich weniger für den Menschen verwertbare Energie erzeugen. Hier ist zu ergänzen, dass die verdauliche Energie nur einen Teil der Ernährungsfunktion von Nahrungsmitteln beschreibt; Merkmale wie Protein-, Mineralstoff- oder Vitamingehalt werden nicht abgebildet. Es sind auch andere funktionelle Einheiten denkbar, mit denen man die produktive Funktion der Landwirtschaft abbilden könnte; solche zu definieren und auf ihre Anwendbarkeit in Ökobilanzen zu prüfen ist eine Zukunftsaufgabe der Forschung. Bezüglich der Produktivität der FarmLife-Betriebe ist zudem nochmals darauf hinzuweisen, dass diese extensiver wirtschaften als der österreichische Durchschnitt. Im Landesdurchschnitt lägen die Einzelergebnisse der Betriebstypen daher anders als in unserer Stichprobe.

## Schlussfolgerungen und Ausblick

Das Ökobilanzierungskonzept, das in FarmLife zum Einsatz kam, konnte anhand des Betriebsnetzes geprüft werden und liefert plausible Ergebnisse. Erste Hinweise auf Verbesserungspotenziale für die verschiedenen Betriebstypen bzw. für Einzelbetriebe konnten aufgezeigt werden. Bei einer Bewertung pro ha LN war die Spannweite der Ergebnisse der Einzelbetriebe unterschiedlich je nach Umweltwirkung: Beim Energiebedarf war diese vergleichsweise gering und

nahm über das Treibhauspotenzial und das aquatische Eutrophierungspotenzial N hin zur terrestrischen Ökotoxizität stark zu. Hieraus lässt sich folgern, dass das Verbesserungspotenzial für Einzelbetriebe bei den Umweltwirkungen mit einer größeren Ergebnis-Spannweite größer ist. Es muss allerdings auch berücksichtigt werden, dass verschiedene Einflussgrößen unterschiedlich stark von Entscheidungen auf den Betrieben direkt beeinflusst werden können. So ist es ein Unterschied ob der eigene Einsatz von Energieträgern verringert werden soll oder ob die Umweltwirkungen zugekaufter Futtermittel oder Tiere zu reduzieren sind. Darüber hinaus ändern sich die Bewertung und das Verbesserungspotenzial der Betriebe je nach Zielsetzung, also ob der Fokus auf der Flächenbewirtschaftung oder auf der produktiven Funktion der Landwirtschaft liegt.

Die detaillierte Analyse hat gezeigt, dass die verschiedenen Umweltwirkungen jeweils von unterschiedlichen Einflussgrößen hauptsächlich beeinflusst wurden. Beispielsweise spielten Bewirtschaftungsentscheidungen bei der aquatischen Eutrophierung N eine wichtige Rolle, während Standortfaktoren für die aquatische Eutrophierung P entscheidend waren und der Energiebedarf vom Maschinen- und Energieeinsatz bestimmt wurde. Die Emissionen aus der Tierhaltung, die wiederum unter anderem vom Fütterungssystem abhingen, hatten einen wichtigen Einfluss auf das Treibhauspotenzial. Exemplarisch konnte mit der Beitragsanalyse für die Ackerbaubetriebe gezeigt werden, wie die Ansetzungspunkte für eine ökologische Optimierung identifiziert werden können und in welchen Bereichen die Verbesserungsmaßnahmen vorzunehmen wären.

Die Unterschiede der einzelnen Betriebe waren teilweise beträchtlich, und die Ergebnisse reagierten zum Teil empfindlich auf Änderungen in den Eingangsdaten. Die Flächenerträge, der Einsatz von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln, der Viehbesatz und die Fütterung spielen eine wichtige Rolle und können sich von Jahr zu Jahr merklich ändern. Exemplarisch wurde ein Bewirtschaftungsjahr untersucht. Beim Vergleich der Umweltprofile für die produktive Funktion, das heißt pro MJ VE, und für die Funktion Landbewirtschaftung, das heißt pro ha LN, zeigten sich Unterschiede zwischen den Betriebstypen. So schnitten beispielsweise die Veredelungsbetriebe bei der produktbezogenen Bewertung vergleichsweise ungünstig ab, waren aber bei der flächenbezogenen Bewertung günstiger als die Milchviehbetriebe, die dort insgesamt am ungünstigsten dastanden. Bei den im Beitrag getätigten Vergleichen kann man nur von Trends und Tendenzen sprechen. Um generelle Aussagen über die untersuchten Betriebe oder gar zu den Betriebstypen allgemein treffen zu können, müssten die Betriebe über mehrere Jahre hinweg analysiert und das Betriebsnetz ausgeweitet werden, sodass es repräsentativ für die Landwirtschaft in Österreich

wäre. Die sehr heterogene Gruppe der Veredelungsbetriebe wäre in geeignete Betriebstypen zu unterteilen.

## Literatur

- Baumgartner D.U., Bystricky M. & Nemecek T. (2015) Konzept der betrieblichen Ökobilanzierung. In Abschlusstagung des Projektes FarmLife, 22.-23.9.2015, Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein 2015. Irdning-Donnersbachtal, Österreich.
- BMLFUW (2014) Grüner Bericht 2014. Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW), Wien, 326 S.
- 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.
- Friedel J.K. & Hülsbergen K.-J., eds. (2012) HUMUS - Datengrundlagen für treibhausgasrelevante Emissionen und Senken in landwirtschaftlichen Betrieben und Regionen Österreichs. Herausgegeben von Universität für Bodenkultur Wien, Department für Nachhaltige Agrarsysteme, Institut für Ökologischen Landbau, Wien.
- Gaillard G. & Nemecek T. (2009) Swiss Agricultural Life Cycle Assessment (SALCA): An integrated environmental assessment concept for agriculture. In International Conference "Integrated Assessment of Agriculture and Sustainable Development, Setting the Agenda for Science and Policy", Egmond aan Zee, The Netherlands.
- Guggenberger T., Herndl M. & Bystricky M. (2015) Datenverarbeitungskonzept für die Ökobilanzierung. In Abschlusstagung des Projektes FarmLife, 22.-23.9.2015, Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein 2015. Irdning-Donnersbachtal, Österreich.
- Hersener J.-L., Baumgartner D.U., Dux D., Aeschbacher U., Alig M., Blaser S., Gaillard G., Glodé M., Jan P., Jenni M., Mieleitner J., Müller G., Nemecek T., Rötheli E. & Schmid D. (2011) Zentrale Auswertung von Ökobilanzen landwirtschaftlicher Betriebe (ZA-ÖB) - Schlussbericht. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich, 148 S.
- Hülsbergen K.-J. & Rahmann G., eds. (2013) Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme - Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. Herausgegeben von, Thünen Report 8 Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig.
- Kasper M., Freyer B., Schmid H., Hülsbergen K.-J., Amon B. & Friedel J.K. (2013) Vergleich von Treibhausgasemissionen unterschiedlich wirtschaftender Modellbetriebe im Alpenvorland. In Ideal und Wirklichkeit - Perspektiven ökologischer Landbewirtschaftung. Beiträge zur 12. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Bonn, 5.-8. März 2013, edited by D. Neuhoff, C. Stumm, S. Ziegler, G. Rahmann, U. Hamm und U. Köpke: Verlag Dr. Köster, Berlin.
- Meier B. (2000) Neue Methodik für die Zentrale Auswertung von Buchhaltungsdaten an der FAT. Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik (FAT).
- Nemecek T., Huguenin-Elie O., Dubois D. & Gaillard G. (2005) Ökobilanzierung von Anbausystemen im schweizerischen Acker- und Futterbau. Agroscope FAL Reckenholz, Zürich, 155 S.