

Gesamtheitliche Ökoeffizienz von Milchviehbetrieben



Thomas Guggenberger^{1*}, Markus Herndl¹, Georg Terler¹, Christian Fritz¹, Florian Grassauer¹, Isabella Zamberger¹ und Matthias Kandolf¹

Zusammenfassung

Arten stehen in ihrer Entwicklung im evolutionären Wettkampf um Ressourcen. Das Nachhaltigkeitskonzept darf als Wettbewerbsregel für eine langfristige Koexistenz von Arten verstanden werden. Ökoeffizienz bewertet dabei das Verhältnis zwischen dem wirtschaftlichen Nutzen von Produktionssystemen und der damit einhergehenden Nutzung der Natur. Bei einer hohen Ökoeffizienz bleiben die Umweltkosten gering. Da die ökonomische Bewertung von landwirtschaftlichen Umweltwirkungen schwierig ist, wird in dieser Arbeit ein Ansatz eingeführt und in Teilbereichen beschrieben. Diese verwendet statt einer absoluten Größe den statistischen Rang in der Verteilung bewerteter Größen. Aus der Gegenüberstellung von Rängen entwickelt sich eine Methode zur Klassifikation der Ökoeffizienz in fünf Stufen. Diese sind ökoeffizient, nicht ökoeffizient, ökologisch orientiert, ökonomisch orientiert und neutral. Nach einer Darstellung der verwendeten Modelle und der Diskussion verschiedener Herausforderungen werden erste Ergebnisse eines für Österreich repräsentativen Datensatzes von 177 Milchviehbetrieben analysiert. Für die zwei Zielfunktionen der Nahrungsproduktion bzw. der Landbewirtschaftung werden die Anteile der fünf Stufen der Ökoeffizienz gezeigt und der duale Grad der Zielerreichung beider Ziele dargestellt. Abschließend wird für die konventionelle Landwirtschaft ein Paradigmenwechsel in Richtung einer standortgerechten Landwirtschaft empfohlen.

Schlagwörter: Nachhaltigkeit, Ökoeffizienz, Methodenentwicklung, FarmLife, Standortgerechte Landwirtschaft

Summary

In their progress, species are in an evolutionary continuous struggle for resources. The sustainability concept can be seen as competition rules for a long-term coexistence of species. Thereby, eco-efficiency evaluates the relationship between the economic benefit of production systems and an accompanying exploitation of nature. High eco-efficiency guarantees low costs for environment. Because an economic evaluation of environmental impacts from agriculture turns out to be quite difficult, in this paper, an approach is introduced, being described in some sections. Instead of an absolute value, in this approach, the statistical rank in the distribution of evaluated values is used. From the comparison of values, a method for classification of eco-efficiency in five levels is developed. These are: eco-efficient, not eco-efficient, ecologically oriented, economically oriented and neutral. After a presentation of the utilised models and the discussion of different challenges, first results of a data set – being representative for Austria – from 177 dairy farms are analysed. For the two target functions of food production and land cultivation, the proportions of the five levels of eco-efficiency are shown and the dual degree of attainment in terms of both targets is outlined. Finally, a

¹ HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Institut für Nutztierforschung, Institut für Pflanzenbau und Kulturlandschaft, Institut für Tier, Technik und Umwelt, Raumberg 38, A-8952 Irdning-Donnersbachtal

* Ansprechpartner: Dr. Thomas Guggenberger, email: thomas.guggenberger@raumberg-gumpenstein.at

paradigm shift is recommended for common agriculture in the direction of site adapted farming.

Keywords: sustainability, eco-efficiency, method development, FarmLife, site adapted farming

Lesenswerte Meilensteine zur Definition des Nachhaltigkeitsbegriffes.

The origin of species: Die Veränderung von Individuen und ihren Gesellschaften ist mit den Bedingungen des Lebensraums verbunden (DARWIN 1860). *Island life*: Zugleich gestalten Individuen ihren Lebensraum und tun dies auch zu ihrem Nachteil (WALLACE 1880, WINIWARTER und BORK 2015). Dieses Gegenspiel von Ökonomie und Ökologie, vorgelegt von den Urvätern der Evolutionstheorie wurde etwa 100 Jahre später von Meadows in *The Limits of Growth* erneut aufgegriffen (MEADOWS et al. 2004, MEADOWS et al. 1972). Meadows zeigt 1972 in Simulationen die Beziehung zwischen Wirtschaftswachstum, dem dafür notwendigen Ressourcenverbrauch und der Entwicklung der Weltbevölkerung. Alle nicht regulierten Entwicklungen zeigen dabei, dass die Störungen der natürlichen Lebensgemeinschaften schon in den kommenden Jahrzehnten auch zu Störungen in der menschlichen Population führen werden. 2004 resümiert die Gruppe: Eine nachhaltige Wirtschaftsentwicklung ist ohne regulierenden Schutz der zugrundeliegenden Systeme nicht möglich! Die internationale Gemeinschaft zum Schutz der Natur hat im Jahr 1980 mit der *World Conservation Strategy* die Ausführungen von Meadows ausgeweitet (IUCN 1980). Das Ziel der Strategie ist eine nachhaltige Nutzbarkeit der natürlichen Ressourcen zur Sicherstellung der Entwicklung der menschlichen Gesellschaft. Der dreiteilige Umsetzungspfad beginnt dabei bei einer Erklärung der Zusammenhänge und Ziele, führt dann zur Identifikation der wichtigsten Bereiche und Themen und empfiehlt abschließend effektive Umsetzungsmöglichkeiten. Im ersten Teil werden Aspekte wie Bodenschutz, Kreislaufwirtschaft der Nährstoffe, Wasserschutz, Schutz der genetischen Vielfalt von landwirtschaftlichen Nutztieren und Kulturpflanzen sowie der allgemeine Schutz der Artenvielfalt gefordert. Alle Gedankenströme ab 1860 werden schließlich im Strategiepapier *Our common future* gebündelt (UNITED NATION - World Commission on Environment and Development 1987). Die lang diskutierte Beziehung zwischen Wirtschaft und Umwelt wurde durch die Erfahrungen der großen Kriege um den Aspekt der sozialen Gemeinschaft erweitert. Der Begriff der Nachhaltigkeit wurde in einer Vereinbarung der Vereinten Nationen festgeschrieben und später in Nachhaltigkeitszielen verfeinert (UNITED NATIONS 2012). Nachhaltigkeit beschreibt nach der Grunddefinition die Beziehung zwischen dem Wirtschaftswachstum, der ökologischen Stabilität und den sozialen Prozessen. Dieser ist universell für alle Sektoren anwendbar, gerät aber im Hinblick auf die Gewichtung der Einzelbegriffe gelegentlich in Kritik (OTT und DÖRINGER 2008).

Ökoeffizienz als Teilbereich der Nachhaltigkeitsbewertung

Auch wenn es im Alltag genügt die Nachhaltigkeit über ihre drei Eckpunkte zu beschreiben, so empfiehlt sich doch für einen vertieften Zugang die Wahrnehmung des Begriffes als eine Funktion mit den drei Wirkungsgrößen Ökologie, Ökonomie und Soziales. Immer werden bei sektoralen Entscheidungen diese drei Größen anteilig in das Gesamtergebnis der Nachhaltigkeit einfließen. Dies trifft wegen der starken Wechselwirkungen, vorausgesetzt wird eine lange Beobachtungszeit, vermutlich sogar zu, wenn

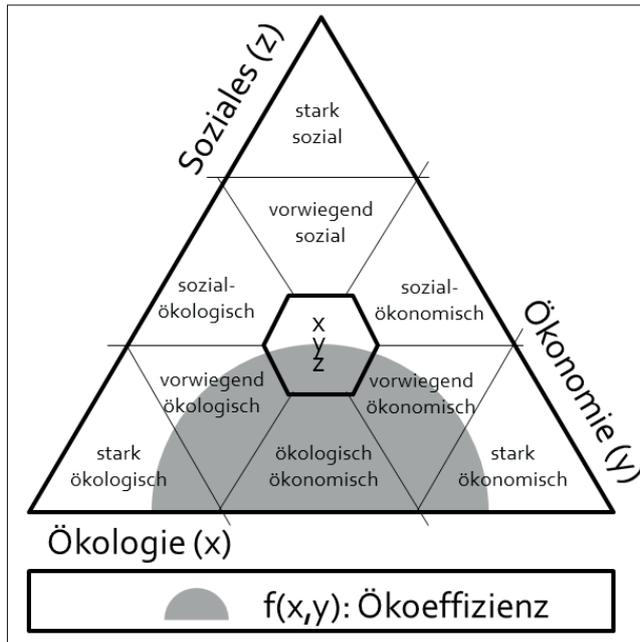


Abbildung 1: Ökoeffizienz als Teil der Nachhaltigkeitsbewertung nach KLEINE, 2008

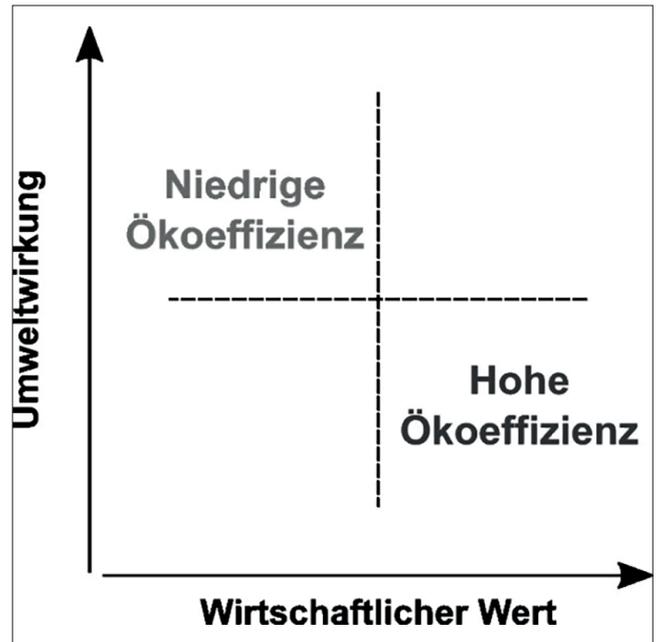


Abbildung 2: Grad der Ökoeffizienz nach HERNDL, 2017

eine Größe bewusst vernachlässigt wird. Beispielskette Bauernhof: Ohne Fruchtbarkeit (*Ökologie*) kein Ertrag in der Tierhaltung und am Feld, ohne Ertrag kein Einkommen (*Ökonomie*), ohne Einkommen keine bäuerliche Familie (*Soziales*). Ohne Freude an den ökologischen Grundlagen keine gesellschaftliche Wertschätzung. Ohne gesellschaftliche Wertschätzung keine Partnerschaft, ohne Partnerschaft keine bäuerliche Familie. Und so weiter. *Abbildung 1* zeigt eine Vereinfachung der funktionalen Beziehung der Nachhaltigkeitsbewertung durch die Einführung von kleinen Teilflächen mit einer individuellen Prägung, *Abbildung 2* zeigt die direkte Beziehung zwischen wirtschaftlichem Wert und der Wirkung einer landwirtschaftlichen Produktion auf die Umwelt.

Ökoeffizienz $f(x,y)$ bewertet also die Beziehung zwischen Ökologie (x) und Ökonomie (y) im Kontext der Nachhaltigkeitsbewertung. In *Abbildung 1* spannt sich diese Beziehung je nach Wirkungsanteil der beiden Komponenten noch unscharf von stark ökologisch bis stark ökonomisch. Bei geringen sozialen Anteilen verbleibt die Bewertung im grau hinterlegten Bereich. Das Konzept der Ökoeffizienz, wie in *Abbildung 2* dargestellt, wird klarer. Ökoeffizienz wird im internationalen Kontext nach Formel 1 bewertet.

Formel 1: Ökoeffizienz, allgemeiner Ansatz (DeSIMONE et al. 2000, LEHNI et al. 2000)

$$\text{Ökoeffizienz} = \frac{\text{Wirtschaftlicher Wert eines Produktes oder Dienstleistung}}{\text{Umweltwirkungen nach dem Konzept der LCA}}$$

Voraussetzung für die Einstufung des Quotienten in der Formel ist eine vergleichbare Einheit bei Dividend und Divisor. Der wirtschaftliche Wert wird immer ein Erlös, ausgedrückt in der nationalen Währung sein, die Umweltwirkungen müssen erst in eine Kostengröße transformiert werden.

Die Ökoeffizienz ist zusammenfassend jene Wirtschaftsleistung, die zum Preis von einer Umweltwirkung erzeugt werden kann.

Von der Schwierigkeit der ökonomischen Bewertung von Umweltwirkungen

Was formal sehr einfach aussieht, stößt in der Praxis auf Bewertungsprobleme. Die Literatur und Methodensuche im europäischen Raum führt für industrielle oder gesamtgesellschaftliche Themen zu unterschiedlichen Modellansätzen und Kosten (z.B. EcoSense für gasförmige Emissionen usw.). Gesellschaftlich verhandelt sind diese allerdings nicht. Das Deutsche Umweltbundesamt hat kürzlich mit der *Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten* ein Werk vorgelegt, das sowohl einen methodischen Ansatz, als auch eine Kostentabelle enthält (BÜNGER und MATTHEY 2018, MATTHEY und BÜNGER 2019). Die Kosten für die Emission von Treibhausgasen werden in dieser Arbeit mit einem Wert zwischen 180 und 640 €/t CO₂-Äquivalente angegeben. Die durch Feinstaub (PM_{2,5}) erzeugten Gesundheitsschäden werden mit 58.400 €/t PM_{2,5} bewertet. Störungen der Nachtruhe über 75 dB durch Fluglärm wurden mit 656 €/Person/a angesetzt. Für landwirtschaftliche Umweltwirkungen wie etwa die Eutrophierung wurde kaum Verwertbares gefunden. Für besondere Aspekte wie Tierwohl, Bodenqualität oder Biodiversität wird es wohl nie Konsens zur Kostenfrage geben. Im Sinne der Rechtsprechung müsste etwa für eine ausgestorbenen Art ein Wiederbeschaffungswert angesetzt werden. Dieser kann nur unendlich hoch sein. Um nicht schon im Grundsatz zu scheitern, benötigen wir alternative Ansätze.

Alternativer Bewertungsansatz für Produktionssysteme

Ein Beispiel für eine solche Alternative zeigt die Arbeit *Öko-Effizienz im Zuckerrübenanbau* (FUCHS 2009). Als Ertragsgröße wird hier der bereinigte Zuckerertrag (BZE) verwendet, die Umweltbewertung wird durch einen Gesamt-Effizienzindex dargestellt. Dieser Index besteht aus der Summe von vier gleich wichtigen Einzelbewertungen (Energieinput GJ/ha, Düngung kg N/ha, Pflanzenschutz Behandlungsindex, Materialabfuhr bei der Ernte t ha). Im Betriebsmanagement-Werkzeug FarmLife der Forschungsgruppe Ökoeffizienz der HBLFA Raumberg-Gumpenstein (Forschungsgruppe Ökoeffizienz HBLFA 2015, HERNDL et al. 2016) wird der in Formel 2 dargestellte, alternative Ansatz gewählt, um für einheitliche Produktionssysteme zu einem Bewertungsergebnis zu kommen. Wir nennen diese Methode *Rangbezogene Ökoeffizienz*.

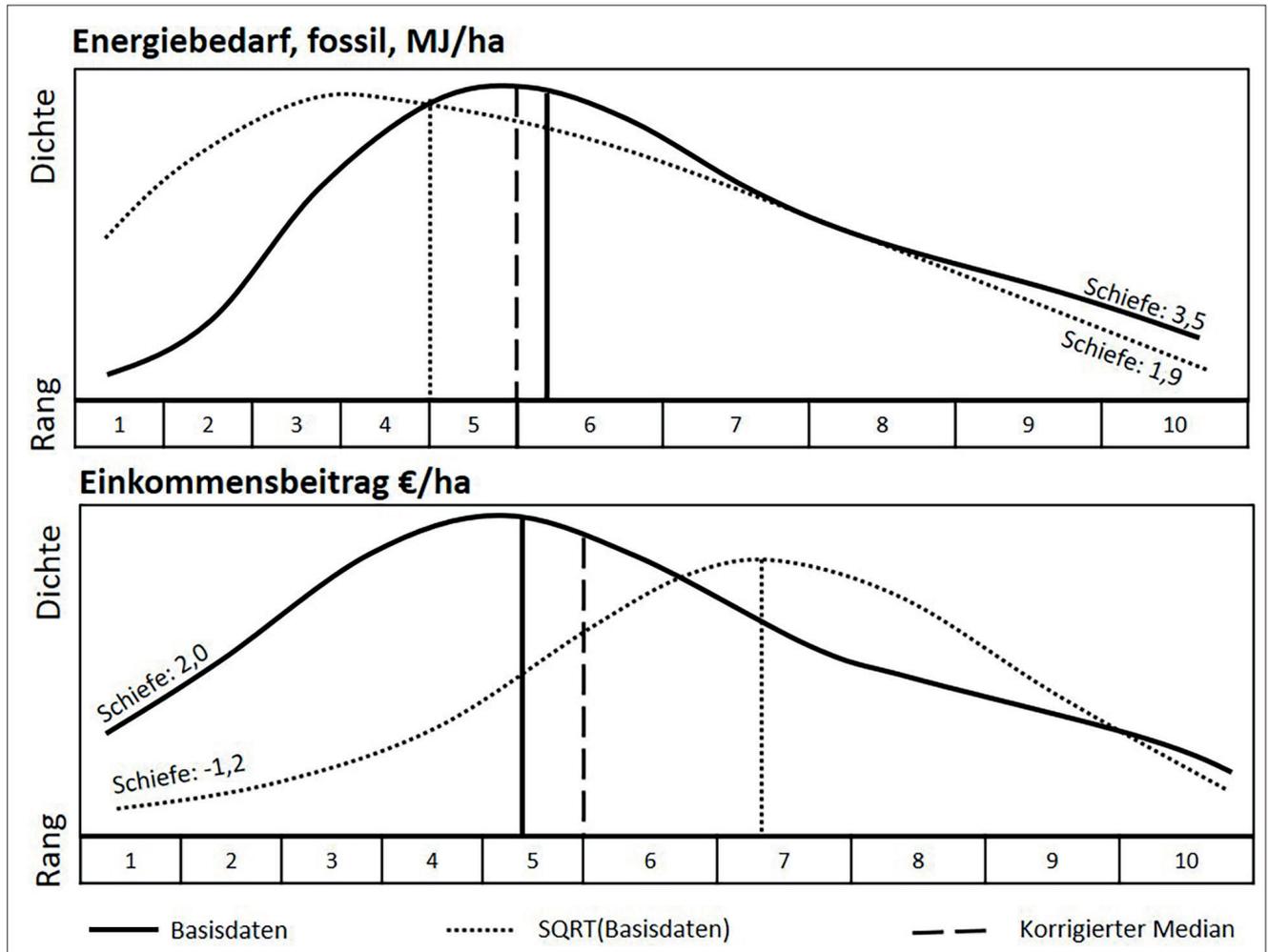
Formel 2: Ökoeffizienz, relativer Ansatz

$$\text{Ökoeffizienz} = \frac{\text{Rang des wirtschaftlichen Ergebnisses der Betriebe}}{\text{Rang der einzelnen Umweltwirkungen (LCA + sonstige)}}$$

Die Herausforderung für die Umsetzung von Formel 2 ist die Umwandlung von stetigen Daten in einen Rang. Dieser Normalisierungsschritt ist zwar grundlegend einfach, trifft aber in der Praxis auf verschiedene Datenverteilungen. Folgende Methode wird derzeit in FarmLife für jedes Ergebnis individuell zur Anwendung gebracht:

1. Korrektur der untersten und obersten 5 % in der sortierten Datenverteilung und Festlegung des Beobachtungsintervalls [5,95].
2. Bestimmung der Schiefe der Verteilung und allfällige Transformation von links/rechtsschiefen Verteilungen.
3. Bestimmung des Median in der transformierten Verteilung und Re-Transformationen des Wertes.
4. Festlegung von Klassenbreiten für die jeweiligen Medianhälften.

Abbildung 3 zeigt die einzelnen Teilbereiche. Als exemplarischer Datensatz dient das aufsteigend sortierte Ergebnis des fossilen Energieeinsatzes in der Landwirtschaft aus der Lebenszyklusanalyse von FarmLife. Der Wert wird in der Abbildung auf die Betriebs-



fläche normiert und kann somit als Energiebedarf, fossil, MJ/ha verwendet werden. Im Datensatz werden die Einzelwerte der unteren bzw. oberen 5 % der geordneten Werte mit den Randwerten ersetzt. Diese Maßnahme verhindert eine fehlerhafte Interpretation der Schiefe der Verteilung durch Ausreißer (ESSL 1987). Die Prüfung der Schiefe ergibt im Beispiel mit einem Wert von 3,5 eine leicht rechtsschiefe Verteilung (durchgängige Linie) die durch das Ziehen der Quadratwurzel der Werte transformiert wird (gepunktete Linie). Im neuen Datensatz wird der Median ermittelt und durch Quadrieren wieder in den originalen Datenraum übertragen (gestrichelte Linie). Nun kann der Datensatz in zwei Teilbereiche mit gleich vielen Entitäten, wir verwenden derzeit für Milchviehbetriebe 10 Stufen, unterteilt werden. Später werden wir aus den Teilbereichen eine praxisnahe Interpretation der Werte ableiten (Bewirtschaftungsklassen). Die Breite der Klassen in den Bereichen unterscheidet sich je nach Verteilungsart deutlich. Grob kann gesagt werden, dass Querschnittsthemen (Energie, Nährstoffe, Geldgrößen) annähernd normalverteilt sind, während programmspezifische Aspekte dazu führen, dass die Verteilung in der Regel rechtsschief wird. Derselbe Ansatz wird auch für Einkommensbeiträge der Produktion für die bäuerlichen Betriebe verwendet.

Mit Formel 2 kann aus der Paarung eines ökonomischen Ranges mit einer Umweltwirkung ganz einfach ein Wert für die Ökoeffizienz berechnet werden. Dieser liegt bei einer Klassenanzahl von 10 im Intervall (0,1, 10). Schwieriger ist zweifelsohne eine qualitative Bewertung dieses Ergebnisses. In Stufe I, *Abbildung 4* wird dafür ein neutraler Bereich rund um den Wert 1 (>0,8 <1,25) geschaffen. Die Breite des neutralen Bereiches wurde hier so gewählt, dass sich 28 % der Fläche im neutralen Bereich befinden. Ober bzw. unter

Abbildung 3: Teil I, Transformation von stetigen Daten in Klassen mit individuellem Rang

der neutralen Zone kommen nun Bereiche zu liegen in denen der Rang der Wirtschaftlichkeit die Umweltwirkungen wechselweise über- bzw. untertrifft. In Stufe II wird eine Verfeinerung für den neutralen Bereich vorgenommen. Zwar liegt das Ergebnis immer um 1, aber die Intensität der Stoffflüsse lässt sich schon unterscheiden. Im Bereich mit niedrigen Rängen trifft eine geringe Produktionsintensität auf einen geringen Wirtschaftswert. Gegenüber trifft ein intensiver Stoffumsatz auf eine hohe Wirtschaftsleistung. Dazwischen liegt eine neutrale Zone.

In Stufe III werden nun die groben Grundbereiche aus Stufe I mit den Verfeinerungen der Stufe II vereint. Es entsteht eine Bewertungsmatrix mit 5 verschiedenen Möglichkeiten. Betriebe mit tendenziell geringen Umweltwirkungen können nun *ökoeffizient* bis *ökologisch* orientiert sein, Betriebe mit hohen Umweltwirkungen sind *nicht ökoeffizient* bis *ökonomisch* orientiert. Dazwischen liegt eine neutrale Zone. In IV wird das Ergebnis graphisch so verfeinert, dass der räumliche Grenzabstand für die Extremwerte der ökoeffizienten bzw. nicht ökoeffizienten Klasse immer gleich ist. Dies führt außerdem dazu,

Abbildung 4: Teil II, Gegenüberstellung der Klassen und Bewertung des Grades der Ökoeffizienz

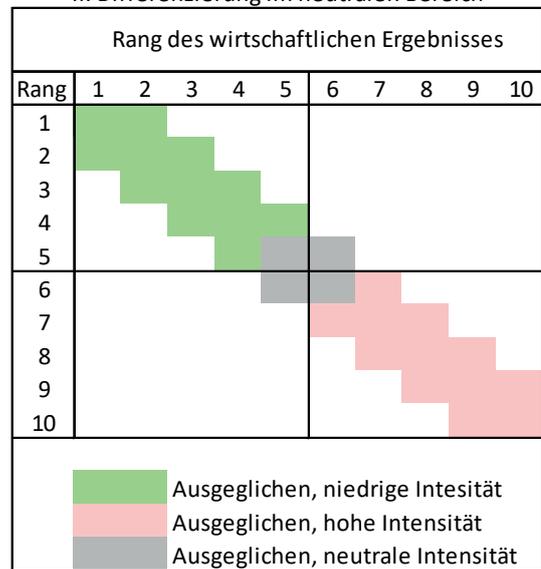
I. Rangbildung

		Rang des wirtschaftlichen Ergebnisses auf dem Betrieb										
		Rang	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Rang der Umweltwirkung aus der LCA	1	1,00	2,00	3,00	4,00	5,00	6,00	7,00	8,00	9,00	10,00	
	2	0,50	1,00	1,50	2,00	2,50	3,00	3,50	4,00	4,50	5,00	
	3	0,33	0,67	1,00	1,33	1,67	2,00	2,33	2,67	3,00	3,33	
	4	0,25	0,50	0,75	1,00	1,25	1,50	1,75	2,00	2,25	2,50	
	5	0,20	0,40	0,60	0,80	1,00	1,20	1,40	1,60	1,80	2,00	
	6	0,17	0,33	0,50	0,67	0,83	1,00	1,17	1,33	1,50	1,67	
	7	0,14	0,29	0,43	0,57	0,71	0,86	1,00	1,14	1,29	1,43	
	8	0,13	0,25	0,38	0,50	0,63	0,75	0,88	1,00	1,13	1,25	
	9	0,11	0,22	0,33	0,44	0,56	0,67	0,78	0,89	1,00	1,11	
	10	0,10	0,20	0,30	0,40	0,50	0,60	0,70	0,80	0,90	1,00	

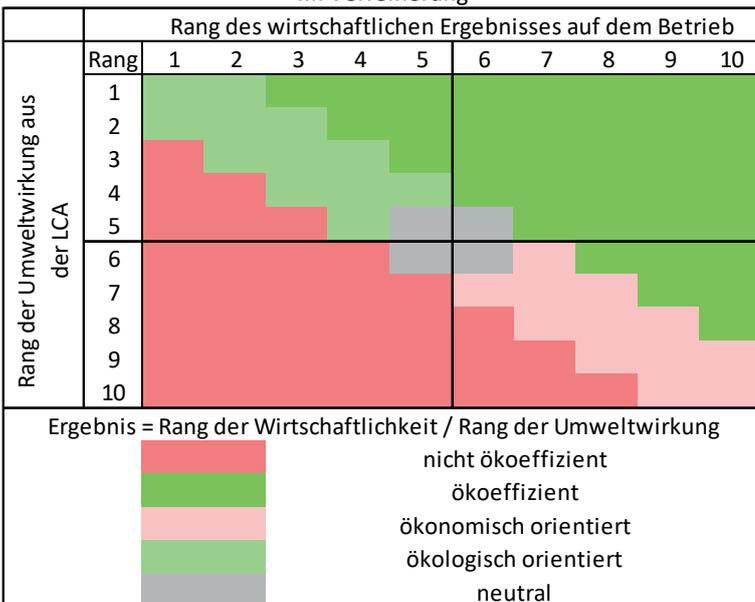
Ergebnis = Rang der Wirtschaftlichkeit / Rang der Umweltwirkung

- $\leq 0,8$ Umweltwirkungen \uparrow Wirtschaftlichkeit \downarrow
- $\geq 1,25$ Umweltwirkungen \downarrow Wirtschaftlichkeit \uparrow
- $>0,8 < 1,25$ Umweltwirkung \sim Wirtschaftserfolg

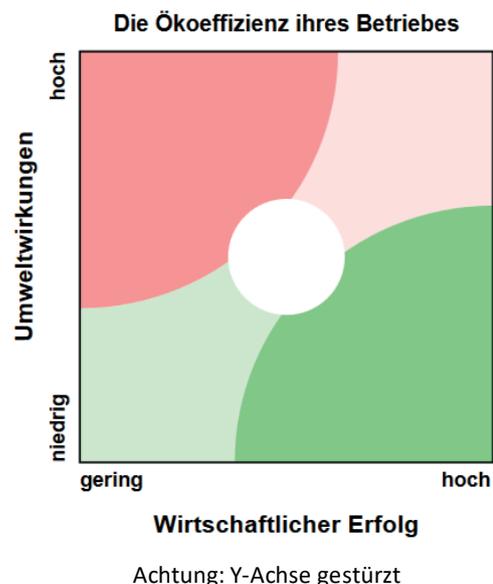
II. Differenzierung im neutralen Bereich



III. Verfeinerung



IV. Praktische Umsetzung in FarmLife



dass nun der Zwischenbereich auf rund 1/3 angewachsen ist. IV ist die Grundmatrix für die Bewertung aller Ergebnisse in FarmLife.

Auf die Bezugsgröße kommt es an!

Die in *Abbildung 3* gezeigten Werte (Fossiler Energieverbrauch bzw. Einkommensbeitrag) wurden zur Rangbildung auf den Referenzwert der Betriebsfläche normiert. Die verwendete Bezugsgröße nennen wir in Anlehnung an die Methodenvorschrift der Ökobilanzierung *Funktionelle Einheit* (KLÖPFER und GRAHL 2007). Wie keine andere Entscheidung beeinflusst diese Größe das Ergebnis und deren Interpretation (GUGGENBERGER und HERNDL 2017). Ob man ein Ergebnis dem Produktionssystem oder dem Produkt zuordnet, macht vor allem in den Extrembereichen einen großen Unterschied. Mutterkuhhaltung ist auf der Fläche ein äußerst schonendes Produktionsverfahren, die unvermeidlichen Verluste aggregieren sich aber in einer geringen Produktmenge. Umgekehrt kann eine erfolgreiche, intensive Milchproduktion einen Liter Milch zu geringen Umweltkosten herstellen. Auf den Betriebsflächen aggregieren sich im Jahresverlauf aber alle Umweltwirkungen, ungeachtet ob es sich um direkte Emissionen (z.B. Nitratauswaschung, Ammoniakemissionen, ...) oder Vorleistungen handelt. Die Forschungsgruppe Ökoeffizienz der HBLFA Raumberg-Gumpenstein ist deshalb zu dem Schluss gekommen, dass immer beide Bezugsgrößen als funktionelle Einheit verwendet werden müssen.

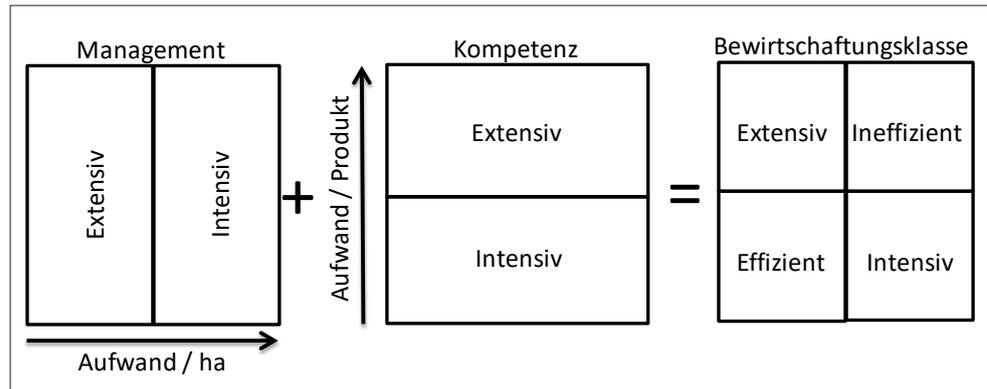
Lebensmittel als Endprodukt der Landwirtschaft sind untrennbar mit dem Produktionssystem verbunden. Umweltbewertungen müssen deshalb das Produkt (Nahrungserzeugung) und den Betrieb (Landbewirtschaftung) gleichzeitig darstellen. Die breitere Betrachtung führt zu einer Steigerung in der Prozessqualität, die eine Achtsamkeit bei der Wahl der Betriebsmittel bei gleichzeitiger natürlicher Effizienzoptimierung fördert.

Bewirtschaftungsklassen als zweidimensionale Betriebsbeschreibung

Der gestellten Forderung kann durch die Einführung eines zweidimensionalen Bewertungssystems Rechnung getragen werden. In jeder Dimension werden Aufwand aber auch Ertragsgrößen einmal auf die Betriebsfläche (pro ha) und einmal auf die Produktionsmenge (MJ Nahrungsenergie, kg Fleisch, Liter Milch, ...) aufgeteilt. Durch die Verschneidung, siehe dazu *Abbildung 5*, entstehen vier Quadranten, die auch in der Beratung sehr unterschiedlich behandelt werden können. Das kann als echte Chance wahrgenommen werden. Die Grenzen für die Quadranten entsprechen den Medianwerten bei der Rangbildung. Wir bezeichnen die Quadranten als Bewirtschaftungsklassen. Diese sind:

- **Effizient:** Die Umweltwirkungen pro ha und pro Nahrungseinheit sind gering. Das Produktionssystem hat trotz ansprechender Ertragsleistung an Nahrung nur mit geringen ökologischen Verlustwirkungen zu rechnen.
- **Ineffizient:** Die Umweltwirkungen pro ha und pro Nahrungseinheit sind hoch. Das Produktionssystem bedient sich externer Produktionsmittel und kann diese nur schlecht in Nahrung umsetzen.
- **Intensiv:** Die Umweltwirkungen pro ha sind hoch, jene pro Nahrungseinheit gering. Das Produktionssystem verteilt die Betriebsmittelbelastung der Fläche überdurchschnittlich gut auf die Nahrungsproduktion.
- **Extensiv:** Die Umweltwirkungen pro ha sind gering, jene pro Nahrungseinheit sind hoch. Die an sich geringe Belastung der Fläche trifft auf eine unterdurchschnittliche Nahrungsproduktion.

Abbildung 5: Bewirtschaftungsklassen als zweidimensionales Ergebnis der Bewertung



Die Bewirtschaftungsklassen stehen nicht in direkter Verbindung zur Bewertung der Ökoeffizienz wie in Formel 2 dargestellt, aber sie sind, das hat die eigene Beratungspraxis gezeigt, ein sehr wirkungsvolles Kommunikationskonzept, um die Ergebnisse der Ökoeffizienz in die Betriebsberatung umzusetzen.

Bewertung der Umweltwirkungen nach dem Konzept der LCA

Ausgehend von einem unberührten Stück Land entstehen unterschiedliche Effekte durch das Handeln des Menschen. Diese Wirkungen müssen nicht zwangsläufig negativ sein (z.B. Terra preta, Artenvielfalt auf extensiven Wiesen). Die Mehrheit an physikalischen, und chemischen Interventionen, aber auch die Zwangsmaßnahmen zur Verschiebung des natürlichen Gefüges sind es doch. Es ist die Aufgabe der Forschungsgruppe Ökoeffizienz der HBLFA Raumberg-Gumpenstein diese Effekte systematisch zu analysieren und methodisch so aufzubereiten, dass eine numerische Bewertung innerhalb eines Referenzrahmens möglich wird. Diese Aufgabe ist in ihrer Erfüllung weit fortgeschritten und wird technisch mit dem Betriebsmanagement-Tool FarmLife abgebildet (HERNDL et al. 2016). Besondere Bedeutung hat dabei das Basiskonzept der Lebenszyklusanalyse, das die direkt am Betrieb entstehenden Umweltwirkungen (z.B. CH_4 , N_2O , NH_3 , N bzw. P-Verluste, ...) mit den Wirkungen der Vorleistung (z.B. Ressourcenverbrauch, THG, ...) nach den strengen Regeln der ISO-Normen 14040/14044 vereint (FINKBEINER et al. 2006). Die mögliche Liste von Umweltwirkungen ist lang, eine Auswahl von Referenzwirkungen liegt aber vor (BYSTRICKY et al. 2015). Wir verwenden derzeit:

- Bedarf an nicht erneuerbarer Energie (MJ-Äquivalente): Beschreibt die betriebliche Abhängigkeit im Hinblick auf Infrastruktur, Kraftstoff und den mit fossilem Energieeinsatz hergestellten zugekauften Betriebsmitteln.
- Treibhauspotenzial 100 Jahre (kg CO_2 Äquivalente): Beschreibt die Freisetzung der verschiedenen Treibhausgase aus dem landwirtschaftlichen Betrieb und deren Wirkungsstärke für den Treibhauseffekt.
- Aquatische Eutrophierung N (kg): Hier kurz als Eutrophierung N bezeichnet, beschreibt die Verluste von Stickstoff in das Grund- oder Oberflächenwasser.
- Aquatische Eutrophierung P (kg): Hier kurz als Eutrophierung P bezeichnet, beschreibt vor allem die Erosion von landwirtschaftlichen Böden in das Oberflächenwasser.
- Terrestrische Ökotoxizität Schwermetalle (kg): Hier kurz als Schwermetalle Boden bezeichnet, beschreibt den direkten Eintrag von Schwermetallen über die Betriebsmittel (vorwiegend Dünger) und die Schwermetallbelastung der Infrastruktur.
- Terrestrische Ökotoxizität Pestizide (kg): Wirkung der Pestizide auf den Boden.

- Ressourcenbedarf Phosphor (kg): Hier als Phosphorverbrauch dargestellt, zeigt diese Umweltwirkung die Abhängigkeit zur knappen Ressource des mineralischen Phosphors.
- Landverbrauch (m²): Beschreibt die Beziehung der Produktion zur notwendigen Referenzfläche. Eingerechnet sind die eigenen Flächen, und jene Fläche, die notwendig ist, um die zugekauften Betriebsmittel zu erzeugen.

Bewertung sonstiger (Umwelt) Wirkungen in spezifischen Modellen

Nicht immer kann die Beziehung zwischen dem bäuerlichen Handeln und der Umwelt mit etablierten Schemata der LCA abgebildet werden. Ein aktuelles Beispiel dafür ist die Bewertung einer artgerechten Tierhaltung. Tierwohl, das ist der gegenwärtig gängige Ausdruck für diese breite Öffentlichkeit, beschreibt das Wohlbefinden des landwirtschaftlichen Nutztieres. Da der Grad des Wohlbefindens nicht direkt vom Tier übermittelt werden kann, benötigt die Bewertung ein Modell mit möglichst breiter Interpretationsbasis. FarmLife-WF (OFNER-SCHRÖCK et al. 2019) erfasst und bewertet dafür die technische Haltungsumgebung und das Management dieser Umgebung durch den Betrieb als Tierwohlpotenzial im weiteren Sinn und vereint dies mit einer Bewertung des Einzeltieres (Sauberkeit, Verletzungen, Ernährung, ...) als Tierwohlpotenzial im engeren Sinn. Das Ergebnis der Bewertung kann nach der vorgestellten Methode wieder in einen Rang umgewandelt und mit den Ergebnissen der LCA vereint werden. Dies gilt auch für die noch ausstehende Bewertung der Biodiversität.

Bewertung von wirtschaftlichen Ergebnissen

Den Wert des Dividenden, das ist in Formel 2 der wirtschaftliche Wert, orientiert sich an der Methode der Vollkostenrechnung gemäß dem österreichischen Schema für die Landwirtschaft (HEIGL et al. 2018, HUNGER et al. 2006). Gemeinsam mit den Mengenströmen für die LCA erfasst FarmLife die Erlös-/Kostenströme. Eine Buchhaltung wird nicht erstellt, allerdings liegen viele für die LCA ohnehin notwendigen Schritte (Mehr-Minderwert, Abgrenzung, Allokation, ...) ganz nahe an den ökonomischen Grundregeln. Eine direkte Überführung ist möglich (FRITZ et al. 2020). Für die Bewertung der Ökoeffizienz wurde, wie auch im Schema der Kostenrechnung enthalten, die Zwischenstufe der Beiträge zu den Einkünften zzgl. der Sozialversicherungsbeiträge herausgegriffen. Dieser kurz als Einkommensbeitrag bezeichnete Wert berücksichtigt alle Kosten und Leistungen der Produktion, sowie die Kosten für die zugekauften Faktoren Arbeitskraft und Landnutzung.

Herausforderungen die sich bei der Bewertung grundlegend ergeben

Die hier vorgestellte Ökoeffizienzbewertung hat sich vier Herausforderungen zu stellen. Diese sind:

1. Die Verfügbarkeit geeigneter Modelle und deren praktische Anwendung: Diese Aufgabe ist mit FarmLife weitgehend gelöst. Das Gesamtkonzept wurde einer Sensitivitätsanalyse unterzogen und zeigt sich als robustes Werkzeug. Der größere Teil des bisherigen Beitrages beschreibt diese Herausforderung.
2. Die Auswahl geeigneter Kennwerte zur Bestimmung der wichtigsten Einflussgrößen: Die Liste möglicher Umweltwirkungen ist lang. Im Bereich der LCA lassen sich aber sehr starke Korrelationen zwischen Gruppen finden (NEMECEK et al. 2005). Diese Maßnahme ermöglicht eine deutliche Reduktion der Kandidaten für eine gemeinsame

Bewertung der Ökoeffizienz. Auch hier liegt viel Erfahrung und ein hoher fachlicher Konsens vor.

3. Die Gewichtung der ausgewählten Größen: Die verbliebene Liste an Kennwerten muss für die Bildung eines Gesamtergebnisses gewichtet werden. Diese Aufgabe ist fordernd und kann auf zumindest zwei Arten umgesetzt werden:
 - a. Boolesche Entscheidung: Die Auswahl von Kennwerten wurde so stark auf Teilbereiche eingeschränkt, dass sich nur mehr eine Ja/Nein-Entscheidung für den gesamten Bereich ergibt. Damit erhalten alle verbliebenen Kennwerte in der Gesamtbewertung das gleiche Gewicht. Diese Methode wird von FarmLife derzeit umgesetzt. An einer Vertiefung in Richtung von b wird gearbeitet.
 - b. Distance to target: Die möglichen Kennwerte orientieren sich an einem Referenzsystem. Dieses stellt zusätzlich eine Zielgröße zur Verfügung. Das Gewicht eines einzelnen Kennwertes kann in Beziehung zur Zielerreichung gesetzt werden. Möglich ist etwa ein höheres Gewicht bei einer noch hohen Abweichung.
4. Die homogene Abgrenzung von Betriebsnetzen: Die Methode der Rangbildung erfordert weitgehend homogene Betriebsnetze. Diese Forderung ist in der Vielfalt von Betriebszweigen auf landwirtschaftlichen Betrieben nicht leicht einzuhalten. Zumindest unterstützt die Absenz von nicht landwirtschaftlichen Aktivitäten (Forstwirtschaft, Urlaub am Bauernhof, Direktvermarktung, andere gewerbliche Aktivitäten) die Einhaltung dieses Punktes. Eine schärfere Abgrenzung als bisher kann erst bei hohen Fallzahlen umgesetzt werden.

Ökoeffizienz auf 177 ausgewählten Milchviehbetrieben in Österreich

Unter Berücksichtigung von allen angeführten Aspekten wurden 177 FarmLife-Betriebe mit einem deutlichen Schwerpunkt in der Milchwirtschaft ausgewählt. Diese Betriebe sind mit Ausnahme von Tirol und Vorarlberg gut im österreichischen Produktionsgebiet der Milchwirtschaft verteilt. 87 Betriebe werden in konventioneller, 90 Betriebe in biologischer Wirtschaftsweise bewirtschaftet. Rund 2/3 der Daten wurden in der Zeitspanne 2017-2019 erfasst, im aktuellen Intervall 2020-2021 wird die Anzahl der Untersuchungsbetriebe voraussichtlich verdoppelt. Die Eckdaten des Betriebsnetzes werden in *Tabelle 1* dargestellt. Der breit gestreute Datensatz deckt den Kernbereich der Milchwirtschaft in Österreich ab. Die Jahresmilchleistung der Kühe im Datensatz liegt mit 6.740 kg ECM

Tabelle 1: Eckdaten aus dem Betriebsnetz Milchviehbetriebe in FarmLife

Parameter	Einheit	Mittelwert	Std.
Anteil biologische Betriebe	%	51	-
Betriebsfläche	ha	31,0	16,8
High Nature Value Farmland	%	25,3	24,6
Pflanzenbaulicher Ertrag	kg T/ha	7.121,0	2.215,9
Tierbesatz	GVE/ha	1,43	0,52
Anteil Kühe	%	61,9	15,3
N-Düngung	kg N/ha	88,4	27,8
Milchleistung	kg ECM/Kuh	6.740,4	3.737,0
Milchleistung	kg ECM/ha	6.076,0	2.308,9
Anteil Grundfutter in der Jahresration	%	85,4	12,0
Autarkie Gesamtfutter	%	80,5	18,4
Nahrungsleistung (Energie)	Personen/ha	4,15	2,23

um 364 kg unter der durchschnittlichen nationalen Milchleistung und um 984 kg unter dem nationalen Mittel der Milchleistungskontrolle 2018 (BMNT 2019). Der Tierbesatz liegt mit einem Wert von 1,43 GVE/ha um rund 25 % über dem Mittel aller tierhaltenden Betriebe im anspruchsberechtigten AZ-Gebiet von Österreich (GUGGENBERGER 2019). Die Betriebsfläche liegt um 7,4 ha über dem Schnitt in der gleichen Grundgesamtheit.

Der Referenzdatensatz für Aussagen zur Milchwirtschaft entspricht gut dem nationalen Schnitt. Zwar geben die Kühe etwas weniger Milch, dafür sind die Betriebe etwas größer und haben einen höheren Tierbesatz.

Tabelle 2 zeigt die Ergebnisse wie sie im Arbeitsprozess von FarmLife entstehen (Forschungsgruppe Ökoeffizienz HBLFA 2015) und wie sie für die Bewertung der Ökoeffizienz benötigt werden. In Erinnerung an die methodischen Erklärungen im vorherigen Kapitel wird hier erst einmal der Median als Trenngröße für die Werte angegeben. Dazu kommt eine Information über die Symmetrie der oberen zur unteren Hälfte. Eine Zahl von 1 würde eine Normalverteilung beschreiben. Wir sehen hier immer Werte die größer als 1 sind. Umweltwirkungen aber auch wirtschaftliche Größen haben also immer eine Wertekonzentration im unteren Bereich (rechtsschiefe Verteilung) mit einer nach oben abnehmenden Anzahl von Werten. Verständlicherweise ist das besonders deutlich bei Kennzahlen, die einer regelbasierten Produktion folgen müssen. Die Regel zur Phosphordüngung bzw. zum Pestizideinsatz auf Biobetrieben teilt den Datensatz besonders deutlich.

Tabelle 2: Eckdaten aus dem Betriebsnetz Milchviehbetriebe in FarmLife

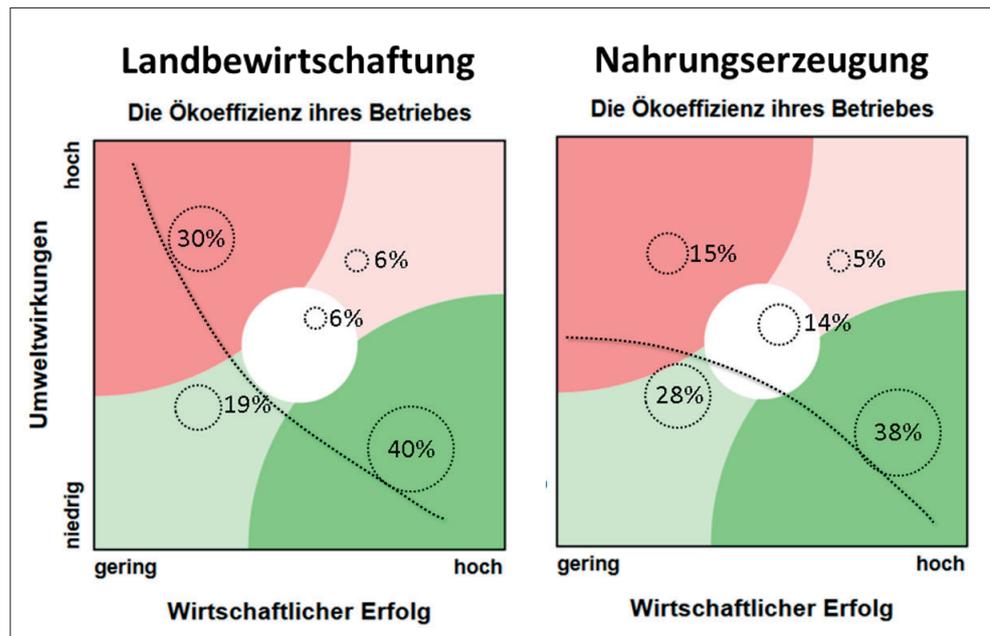
Parameter	Einheit	Median pro		Symmetrie der Verteilung	
		ha	Person*	Werte	SQRT(Werte)
Ressourcenmanagement					
Nicht erneuerbare Energie	MJ eq	27.373,0	7.346,9	4,5	2,1
Treibhauspotenzial (100 Jahre)	kg CO ₂ eq	8.947,1	2.480,6	2,5	1,6
Phosphorverbrauch	kg	2,21	0,5	14,4	3,7
Landverbrauch	m ² a	13.222,6	3.806,8	1,4	1,2
Nährstoffmanagement					
Eutrophierung, N	kg N	28,66	7,89	4,2	2,0
Eutrophierung, P	kg P	0,68	0,19	4,0	2,0
Schadstoffmanagement					
Schwermetalle, Boden	kg 1,4-DB eq	2,01	0,52	17,5	4,2
Pestizide, Boden	kg 1,4-DB eq	1,08	0,22	36,4	6,0
Schwermetalle, Wasser	kg 1,4-DB eq	24,53	6,4	5,2	2,2
Pestizide, Wasser	kg 1,4-DB eq	34,4	6,91	43,8	6,6
Wirtschaftlichkeit					
Direktkosten	€	979,0	261,6	4,6	2,0
Direktleistungen	€	3.093,5	838,9	4,0	2,1
Übrige Vorleistungskosten	€	1.131,4	310,5	3,8	1,9
Gemeinleistungen	€	748,2	222,7	1,7	1,3
Kosten zugekaufte Faktoren	€	356,0	94,6	2,2	1,5
Beitrag zu den Einkünften	€	1.327,4	372,6	2,2	1,5
* für eine ernährte Person wird ein Jahresenergiebedarf von 3.879 MJ (FAO) berechnet					

Auf eine Interpretation der Ergebnisse und deren Einordnung in die nationale bzw. internationale Literatur wird hier bewusst verzichtet. Bedeutender für diese Arbeit ist die Weiterführung des Arbeitsauftrages zur Bewertung der Ökoeffizienz von Milchviehbetrieben. Der geforderte Ansatz sowohl die Landbewirtschaftung als auch die Nahrungserzeugung zu bewerten wird umgesetzt.

Bitte um Beachtung: Alle Folgerungen beziehen sich auf die inneren Zusammenhänge im nationalen Datensatz. Ein Anteil von 51 % an Biobetrieben und die hohen Grundstandards für alle Milchviehbetriebe in Österreich führen dazu, dass wir uns im Vergleich zu anderen OECD-Ländern auf einem umweltverträglichen Niveau befinden. Eine Einbeziehung internationaler Produktionsverfahren würde vermutlich der gesamte nationale Datensatz in Richtung ökoeffizient verschieben.

Die Kreise in *Abbildung 6* verorten den Mittelwert der fünf verschiedenen Beziehungen zwischen Wirtschaftlichkeit und Umweltwirkungen, wie er aus Formel 2 berechnet werden kann. Das für die Landwirtschaft bedeutende Ziel der Nahrungserzeugung (rechter Teil der Abbildung) zeigt einen interessanten Zusammenhang. Bei einem hohen wirtschaftlichen Erfolg, erzielt durch gute Produktpreise, gesellschaftliche Transferzahlungen und geringen Betriebsmitteleinsatz, bleiben die Umweltwirkungen gering. Sinkt die Wirtschaftlichkeit steigt die Umweltwirkungen an. Der Anstieg der Umweltwirkungen pro Produkteinheit bleibt aber noch in der günstigeren, unteren Hälfte. Die flach auslaufende Kurve zeigt, dass die vermehrt zugekauften Betriebsmittel in höhere Nahrungsmengen umgesetzt wurden. Dass die Betriebsfläche aber nicht im selben Ausmaß mitgewachsen ist, zeigt der linke Teil der Abbildung mit seiner ansteigenden Kurve. Dieser Zusammenhang kann am Beispiel von Kraftfutterzukaufen kurz erklärt werden: Natürlich wird zugekauftes Kraftfutter aus der Sicht der Milcherzeugung gut umgesetzt. Die rechte Kurve zeigt nichts anderes, als dass dies in der extensiven Fütterung besser gelingt als im oberen Leistungsbereiche. Der Zusammenhang der Kraftfuttereffizienz ist vielfach dokumentiert. Die über den Futterzukauf ansteigenden Ausscheidungen führen auf den Betriebe aber zu höheren Umweltwirkungen. Die Düngemengen überschreiten die Möglichkeiten der standortgerechten Nährstoffkreisläufe und mit N-Verlusten ist zu rechnen.

Abbildung 6: Verteilung der Ökoeffizienzklassen in den zwei Zielfunktionen



Daraus ist zu folgern: Die landwirtschaftlichen Produktionskonzepte sind in ihren Zielen auf eine effiziente Nahrungsproduktion ausgerichtet. Dieses Ziel wird erreicht und deshalb bleiben die Umweltwirkungen aus der Sicht einer Produkteinheit gering. Leistungssteigerungen führen auf den Betriebsflächen aber zu einer Konzentration der Umweltwirkungen weil diese offensichtlich unterdurchschnittlich mitgewachsen sind.

Dass die Zielfunktionen der Landbewirtschaftung bzw. der Nahrungserzeugung auf einem Betrieb oft abweichen wurde bereits angesprochen. Wie deutlich dies ist, kann in *Abbildung 7* beobachtet werden. Trotz der vorgenommenen Gruppierung scheint hier nur klar, dass sich die biologischen Betriebe in beiden Zielfunktionen stärker im ökologischen Bereich treffen. Wird nur die konventionelle Landwirtschaft alleine untersucht, zeigt sich dass wir, wie bereits erwähnt, öfter eine Beziehung zwischen günstigen Ergebnissen bei der Nahrungsproduktion zu Lasten der Landbewirtschaftung finden. In beiden Fällen sind aber auch fast alle anderen Kombinationen möglich.

Alle Milchviehbetriebe							
		Nahrungsproduktion (n)					
Landbewirtschaftung (n)		nicht öko-effizienter	ökonomisch orientierter	ausgewogen	ökologisch orientierter	ökoeffizient	Summe
	nicht öko-effizienter	11	3	9	14	16	53
	ökonomisch orientierter		1			9	10
	ausgewogen	1		3		7	11
	ökologisch orientierter	8			22	3	33
	ökoeffizient	7	5	12	13	33	70
	Summe	27	9	24	49	68	177

Abbildung 7: Beziehung zwischen Landbewirtschaftung und Nahrungsproduktion

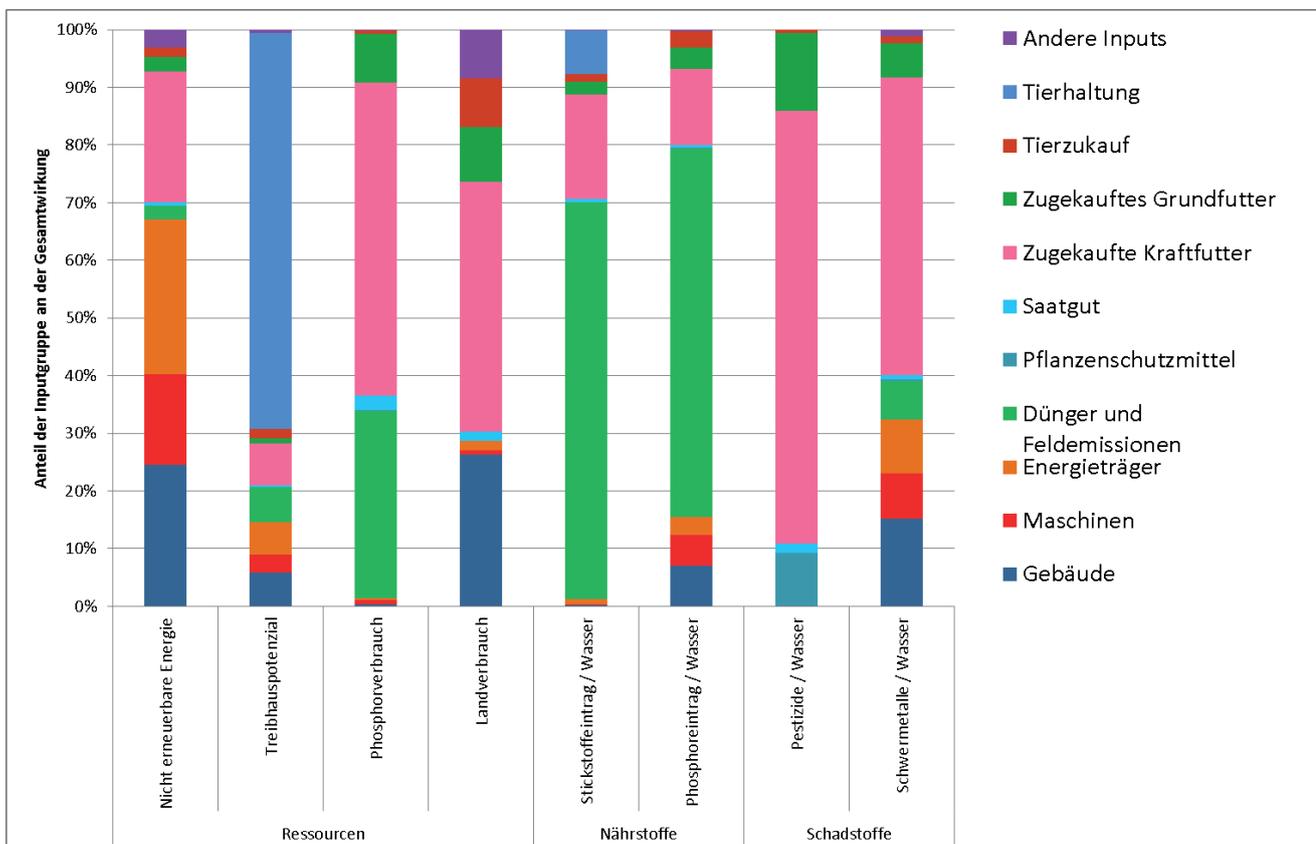
Konventionelle Milchviehbetriebe							
		Nahrungsproduktion (n)					
Landbewirtschaftung (n)		nicht öko-effizienter	ökonomisch orientierter	ausgewogen	ökologisch orientierter	ökoeffizient	Summe
	nicht öko-effizienter	11	3	9	13	16	52
	ökonomisch orientierter		1			9	10
	ausgewogen	1		1		3	5
	ökologisch orientierter	5			6		11
	ökoeffizient		2	1	2	4	9
	Summe	17	6	11	21	32	87

Der Futtermittelzukauf als Treiber der Unterschiede

Für den Unterschied zwischen der biologischen und konventionellen Landwirtschaft sind vor allem zwei Treiber ausschlaggebend. Diese sind:

1. die aktuelle Konfiguration der Wirkungen für die Bildung des Gesamtranges der Umweltwirkungen des Divisors in Formel 2. Derzeit wird der Gesamtrang durch die Umweltwirkungen fossiler *Energiebedarf*, *Treibhausgaspotenzial*, *N-Eutrophierung* und *Wirkungen von Pestiziden auf den Boden* gebildet. Die ersten drei kommen in beiden Produktionssystemen mit ihrer individuellen Verteilung vor, die Wirkung der Pestizide auf den Boden belastet aber nur die konventionelle Landwirtschaft. Das mag ungerecht erscheinen, eine Weglassung ist im Sinne des Gesamtsystems aber ebenso unmöglich.
2. der Druck der von den Systemen über verschiedene Betriebsmittelmengen aufgebracht wird. In direkter bzw. indirekter Art bestimmen die Kenngrößen der landwirtschaftlichen Kreislaufwirtschaft am Betriebsstandort das Ergebnis der Umweltbewertung. Die zugekauften Futtermittel machen in vielen Bereichen den Unterschied aus. Deren Wirkung ist in *Abbildung 8* direkt sichtbar (rosa, dunkelgrün). Sie versteckt sich über den Tierbesatz oder die Leistung auch maßgeblich in den Emissionen aus den Düngemitteln (hellgrün) oder den Treibhausgasen (hellblau). Vor allem der zweite Schluss der aus diesem Datensatz bereits für die biologische Landwirtschaft getroffen wurde, kann auf den ganzen Datensatz und damit auch auf die konventionelle Landwirtschaft übertragen werden (GUGGENBERGER et al. 2019). Nutze zuallererst die natürlichen Potenziale zur Verbesserung deines Produktionssystems aus!

Abbildung 8: Anteile der Betriebsmittelgruppen auf die Umweltwirkungen



Empfehlungen und Ausblick

Ungeachtet der Umweltwirkungen erreicht im repräsentativen Testdatensatz nur etwa die Hälfte der konventionellen Betriebe die wirtschaftliche notwendige Zone. Die Produktionssparte erlebt seit dem EU-Beitritt von Österreich über den Milchpreis eine gesellschaftliche Abwertung von rund 1/3 der Wertschöpfung. Eine Abwertung mit der viele Milchviehbetriebe nicht leben wollten oder konnten. Zugleich zeigt die verbleibende Produktionsgemeinschaft den evolutionären Reflex des Wachstums. Dieses Wachstum wird derzeit nicht gesteuert und erhöht den Innendruck im System. Zum schwierigen gesellschaftlichen Standing kommt dadurch noch eine hohe innere Konkurrenz. Die für das Wachstum der konventionellen Landwirtschaft genutzten Maßnahmen stehen oft in Opposition zur gesellschaftlichen Haltung. Sie erzeugen, wie gezeigt wurde, höhere Umweltwirkungen und es fehlen damit die besonderen Alleinstellungsmerkmale um sich von der Konkurrenz, das ist der Weltmarkt, zu unterscheiden. Die biologische Landwirtschaft hat sich vor 30 Jahren für einen alternativen Weg entschieden und kämpft, zumindest derzeit, mit keinem der genannten Probleme. Wenn es der konventionellen Produktionsgemeinschaft, und das schließt den Ackerbau in Österreich mit ein, nicht gelingt die Marktpreise zumindest an die Inflation anzupassen, sehe ich keine Chance auf ökonomischen Fortbestand und prognostiziere die Fortführung der gegenwärtigen, schleichenden Betriebsaufgabe. Die für die Bildung des zukünftigen Marktpreises notwendigen Argumente müssen im Rahmen einer Neupositionierung von der Gemeinschaft der Milchbauern, Molkereien und Verteilermärkte erarbeitet werden. Das Rahmenkonzept einer sich selbst über die natürliche Produktivität der Betriebsstandorte regulierenden Landwirtschaft (Standortgerechte Landwirtschaft) bietet sich dafür an.

Literatur

BMNT, 2019: Grüner Bericht 2019, Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien, 299 S.

BÜRGER, B. und A. MATTHEY, 2018: Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten, Methodische Grundlage, Deutsches Umweltbundesamt Dessau-Roßlau, 62 S.

BYSTRICKY, M., M. HERNDL und D.U. BAUMGARTNER, 2015: Umweltwirkungen der Projektbetriebe. Abschlusstagung des Projektes FarmLife, Raumberg-Gumpenstein, 41-52.

DARWIN, C., 1860: Entstehung der Arten im Thier- und Pflanzenreich durch natürliche Züchtung, Erhaltung der vervollkommenen Rassen im Kampfe um's Daseyn. (2. Auflage, deutsche Originalfassung), Schweizerbart'sche Verlagshandlung und Druckerei, Stuttgart, 544 S.

DeSIMONE, L.D, F. POPOFF und WBCSD, 2000: Eco-efficiency: The business link to sustainable development, MIT Press, Cambridge, 308 S.

EßL, A., 1987: Statistische Methoden in der Tierproduktion: eine anwendungsorientierte Einführung, Österr. Agrarverl., Wien, 316 S.

FINKBEINER, M., A. INABA, R.B.H. TAN, K. CHRISTIANSEN und H.J. KLÜPPEL, 2006: The new international standards for life cycle assessment: ISO 14040 and ISO 14044. International J. Life Cycle Assessment 11, 80-85.

Forschungsgruppe Ökoeffizienz HBLFA, 2015: Abschlusstagung des Projektes FarmLife, 22.-23.9.2015. HBLFA Raumberg-Gumpenstein, 63.

FRITZ, C., E. FINOTTI, M. HERNDL und T. GUGGENBERGER, 2020: Methodik der Leistungs-Kosten-Rechnung im Zuge der Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Betriebe in Österreich, HBLFA Raumberg-Gumpenstein, 30 S.

- FUCHS, J., 2009: Öko-Effizienz im Zuckerrübenanbau – Ansatz zur Beschreibung einer nachhaltigen Entwicklung. Fakultät für Agrarwissenschaften, Göttingen, 94 S.
- GUGGENBERGER, T., 2019: Evaluierungsbericht LE 14-20, Wirkung der Ausgleichszahlungen auf die Biodiversität und den Erosionsschutz in Österreich, Antragsjahr 2018, Arbeitspaket G, HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Irdning-Donnersbachtal, 43 S.
- GUGGENBERGER, T. und M. HERNDL, 2017: Bedeutung der funktionellen Einheit für die Ökobilanzierung in der Landwirtschaft. 14. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Freising, 4.
- GUGGENBERGER, T., A. BLASCHKA, C. FRITZ, M. HERNDL und G. TERLER, 2019: Bedeutende Entscheidungen auf dem Weg zur Ökoeffizienz am Bio-Milchviehbetrieb. Fachtagung für Biologische Landwirtschaft, 14. November 2019, Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Irdning-Donnersbachtal, 37-44.
- HEIGL, M., F. HUNGER, A. KIRCHMAIER, L. KIRNER, C. MAYRHOFER, F. PALLER und M. WEGERER, 2018: Vollkostenauswertung im land- und forstwirtschaftlichen Betrieb, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 86 S.
- HERNDL, M., D.U. BAUMGARTNER, T. GUGGENBERGER, M. BYSTRICKY, G. GAILLARD, J. LANSCHKE, C. FASCHING, A. STEINWIDDER und T. NEMECEK, 2016: Einzelbetriebliche Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Betriebe in Österreich, HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Irdning-Donnersbachtal, 93 S.
- HUNGER, F., L. KIRNER, F. PALLER und W. SCHNEEBERGER, 2006: Kostenrechnung im landwirtschaftlichen Betrieb, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 73 S.
- IUCN, 1980: World Conservation Strategy, Glan, 77 S.
- KLÖPFER, W. und B. GRAHL, 2007: Ökobilanz (LCA), Wiley-VCH, Weinheim, 426 S.
- LEHNI, M., B. STIGSON, S. SCHMIDHEINY und J. PEPPER, 2000: Eco-efficiency : creating more value with less impact, World Business Council for Sustainable Development, Genf.
- MATTHEY, A. und B. BÜNGER, 2019: Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten, Kostensätze, Deutsches Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 49 S.
- MEADOWS, D., D. MEADOWS, J. RANDERS und W.W. BEHRENS, 1972: The Limits to Growth, Universe Book, New York, 205 S.
- MEADOWS, D., J. RANDERS und D. MEADOWS, 2004: Limits to Growth. The 30-year update., Chelsea Green Publishing Company, Vermont, 338 S.
- NEMECEK, T., D. HUGUENIN-ELIE, D. DUBOIS und G. GAILLARD, 2005: Ökobilanzierung von Anbausystemen im Schweizerischen Acker- und Futterbau, Agroscope, FAL Reckenholz, Zürich, 156 S.
- OFNER-SCHRÖCK, E., T. GUGGENBERGER und A. STEINWIDDER, 2019: Tierwohl-Potenzial-Bewertung von Milchviehhaltungssystemen im Berggebiet. Bautagung Raumberg-Gumpenstein, 15.-16. Mai 2019, Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Irdning-Donnersbachtal, 15-18.
- OTT, K. und R. DÖRINGER, 2008: Theorie und Praxis starker Nachhaltigkeit, Metropolis Verlag, Marburg, 404 S.
- UNITED NATION - World Commission on Environment and Development (1987): Our Common Future., Oslo, 374 S.

UNITED NATIONS, 2012: Resolution 66/288 The future we want. United Nations, 53 S.

WALLACE, A.R., 1880: Island Life or, the Phenomena and Causes of Insular Faunas and Floras, Including a Revision and Attempted Solution of the Problem of Geological Climates, Macmillan, London, 526 S.

WINIWARTER, V. und H.-R. BORK, 2015: Geschichte unserer Umwelt. Sechzig Reisen durch die Zeit, Theiss, Konrad, Stuttgart, 192 S.