

Auswirkungen der Berechnung der funktionellen Einheit in der Milchproduktion auf das Ergebnis von Ökobilanzen

Schüler M¹, Koesling M^{1,2} & Paulsen HM²

Keywords: LCA, dairy, functional unit, uncertainty.

Abstract

Life cycle assessment (LCA) allows systematic comparisons of environmental performance between different products. The functional unit in LCA for milk production is typically set to 1 kg energy corrected milk. This does not however suffice as definition to allow for comparing different studies. The definition of reference flow can introduce a bias between organic and conventional farming systems. We strongly encourage to include definition of reference flow calculation, choice of algorithm for energy calculation as well as choice of energy content of milk in the communication of any results.

Einleitung und Zielsetzung

Eine Ökobilanz, engl. Life Cycle Assessment (LCA) dient zur Bestimmung der Umweltwirkung eines Produktes oder einer Dienstleistung. Dabei werden entlang des gesamten Lebenszyklus (cradle-to-grave) oder entlang der Produktion (cradle-to-gate) alle relevanten Stoffströme systematisch erfasst, auf eine Produkteinheit skaliert und daraus potentielle Umweltwirkungen berechnet. Ein Vergleich zwischen zwei Produkten mit unterschiedlichen Eigenschaften wird dadurch ermöglicht, dass beide Produkte in dieselbe funktionelle Einheit umgerechnet werden (ISO 14040). Für den Vergleich verschiedener Studien, z.B. zur Klimawirkung ökologischer mit konventioneller Milchproduktion, müssen systematische Unterschiede besonders beachtet werden, um valide Aussagen abzuleiten. Pirlo (2012) und Meier et al. (2015) stellten Ergebnisse verschiedener vergleichender Ökobilanzen zwischen konventionellen und ökologischen Betrieben zusammen. Für die produktbezogene Klimawirkung der Milchproduktion innerhalb der betrachteten Studien liegen die Bandbreiten der Unterschiede zwischen den Systemen (konventionell gegenüber ökologisch) bei Pirlo (2012) mit -17 bis +7 % geringer als bei Meier et al. (2015) mit -38 bis +53 % (Mittelwert ökologisch -5 % zu konventionell). Zur Herstellung der Vergleichbarkeit von Ergebnissen verschiedener Studien erhielten bisher methodische Fragestellungen, wie die Allokation zwischen Milch und Fleisch oder die adäquate Abschätzung der N-Emissionen besondere Aufmerksamkeit (Meier et al. 2015, Weidema 2010, Zehetmaier 2012). Jedoch müssen auch die Vorgehensweisen bei der Modellierung selbst und zur Schaffung einheitlicher Datengrundlagen detailliert beschrieben werden, um Vergleiche zwischen verschiedenen Studien zu ermöglichen. Neben der Definition der funktionellen Einheit lässt z.B. auch die Angabe „1 kg ECM“ Spielräume der Berechnung, die die Vergleichbarkeit von Ergebnissen in Frage stellen könnte.

Mit Hilfe eines fiktiven Beispiels wollen wir zeigen, wie sich verschiedene Methoden

¹ Institut für Ökologischen Landbau, 23847 Westerau, Deutschland, maximilian.schueler@thuenen.de, www.thuenen.de/de/ol/

² NIBIO, Gunnars veg 6, 6630 Tingvoll, Norway

für den Ökologischen Landbau typische Eigenverbrauch an Vollmilch für die Kälbertränke auf das in Ökobilanzen errechnete, produktbezogene Klimawirkungspotential von Milch auswirken können.

Material und Methoden

Als Rechenbeispiel gehen wir von einem ökologischen Milchviehbetrieb mit 50 Kühen und einer jährlichen Milchleistung von 7.000 kg pro Kuh aus. Wir nehmen durchschnittliche Gehalte von Fett, Eiweiß und Laktose von 4%, 3,5% und 4,7% an. Pro Kuh werden 500 kg Milch an Kälber gefüttert und 200 kg selbst entnommen. Der fiktive Betrieb emittiert insgesamt 600 Tonnen Klimagase, wovon 500 Tonnen der Milchproduktion zugerechnet werden.

Referenzfluss der funktionellen Einheit: Der Referenzfluss einer Ökobilanz ist derjenige Stofffluss auf den die Ökobilanz bezogen wird. Das heißt, alle Emissionen, die der Milchproduktion zugerechnet werden, müssen im Beispielbetrieb durch 350.000 geteilt werden, um die Emissionen pro funktioneller Einheit zu berechnen.

Unter Praxisbedingungen stehen auf Milchviehbetrieben Stoff- und Energieflüsse oft nicht präzise zur Verfügung, z. B. bei Angaben zum Raufuttereinsatz und Qualität (Schulz 2013). Mit Hilfe von Massen- und Energiebilanzen werden hier Abschätzungen vorgenommen: Für die Berechnung der Futteraufnahme von Milchkühen, und der u.a. daraus abgeleiteten Methanemissionen aus der Verdauung, wird dann zumeist auf die Milchleistung der Kühe zurückgegriffen, z.B. anhand der Ergebnisse der Milchleistungsprüfung oder aus der Milchmengenerfassung beim Melken. Aus dieser wird dann der Energiebedarf der Kühe ermittelt.

Diese Milchleistung ist die *produzierte Milchmenge*. Die *gelieferte Milchmenge* wird oft aus Molkereiabrechnungen ermittelt, kann sich jedoch z.T. erheblich von der produzierten Milchmenge unterscheiden. Als Mittelweg addieren wir die entnommenen (200 kg) zur gelieferten Milch und verwenden diese als Referenzfluss.

Energiekorrektur: Für die Berechnung von energiekorrigierter Milch (ECM) aus Rohmilch sind zwei Elemente notwendig: erstens der Energiegehalt der Rohmilch und zweitens der Energiegehalt der korrigierten Milch. Der Quotient dieser beiden Energiegehalte ist der Korrekturfaktor (Formel 1).

$$Q = \frac{E_{\text{Rohmilch}}}{E_{\text{ECM}}} \quad (1)$$

Die korrigierte Milchmenge ist dann die Menge Rohmilch multipliziert mit dem Korrekturfaktor. Für die Berechnung des Energiegehaltes stehen verschiedene Formeln zur Verfügung. Nach DLG (2001) wird der Energiegehalt von Milch berechnet durch:

$$E[\text{MJ}] = \text{kg Rohmilch} \times (1,05 + 0,38 \times \text{Fett}\% + 0,21 \times \text{Eiweiß}\%) \left[\frac{\text{MJ}}{\text{kg}} \right]$$

Der Leitfaden der International Dairy Federation (IDF) zur Berechnung des CO₂-Fußabdrucks von Milch (IDF 2010) bezieht sich bei der Berechnung auf Council (2001) mit der Formel 3 und wurde von uns zur besseren Vergleichbarkeit von Mcal in MJ umgerechnet:

$$E[MJ] = \text{kg Rohmilch} \times (0.80 + 0.39 \times \text{Fett\%} + 0.23 \times \text{Eiweiß\%}) \left[\frac{MJ}{kg} \right] \quad (3)$$

Es existieren weitere Formeln zur Berechnung des Energiegehaltes von Milch, die wir an dieser Stelle jedoch nicht systematisch vergleichen können.

Die zweite Komponente zur Korrektur ist der Energiegehalt von Milch. So lange sich alle Vergleiche auf denselben Energiegehalt von ECM beziehen, lässt sich dieser frei wählen. Die DLG (2001) setzt 3,28 MJ/kg als Energiegehalt von ECM an. Dies entspricht zum Beispiel einem Fettgehalt von 4 % und einem Eiweißgehalt von 3,4 %. IDF (2010) schlägt einen Energiegehalt von 3,17 MJ/kg (0,7576 Mcal/kg) vor, mit einem Fettgehalt von 4 % und einem Eiweißgehalt von 3,3 %.

In Pagani et al. (2016) wird ECM mit einem Fett- und Eiweißgehalt von 3,5 % bzw. 3,2 % angegeben. Dies entspricht nach Formel 3 einem Energiegehalt von 2,87 MJ/kg bzw. 3,05 MJ/kg nach Formel 2.

Ergebnisse und Diskussion

Wird die produzierte Milchmenge als Referenzfluss verwendet, bleiben sämtliche produktionsbedingten Verluste unberücksichtigt (Tab 1) und das tatsächliche produktbezogene Klimawirkungspotential wird unterschätzt. Nicht verkaufte oder nicht nutzbare Milch muss von der Produktionsmenge abgezogen werden. Dies betrifft vor allem die im Ökolandbau geforderte Praxis Milch an Kälber zu verfüttern. Wird auf der anderen Seite allerdings nur die gelieferte Milchmenge berücksichtigt, wird selbst entnommene oder direkt vermarktete Milch als Produktionsverlust gewertet. Für die Berechnung des Referenzflusses muss also die tatsächlich genutzte Milchmenge zugrunde gelegt werden.

Tabelle 1: Auswirkung der Wahl des Referenzflusses auf die Treibhausgasemissionen (THG) pro kg Milch bei einem fiktiven Milchviehbetrieb mit 50 Kühen

Bezugsgröße (Rohmilch)	Referenzfluss [kg ECM/Betrieb] ¹	THG Emissionen [kg CO ₂ -Äq./kg ECM]	Differenz zu 3)
1) Produzierte Milchmenge (7.000 kg/Kuh*a)	352.668	1,42	- 7,1 %
2) Gelieferte Milchmenge (6.300 kg/Kuh*a)	317.401	1,58	+ 3,2 %
3) Gesamte Milchmenge (gelieferte + entnommene Milchmenge, 6.500 kg/Kuh*a)	327.477	1,53	-

¹ Zur Berechnung wurde Formel (2) mit 3,28 MJ/kg ECM verwendet.

Auch die Wahl des Energiegehaltes von ECM führt zu großen Unterschieden, so dass eine sinnvolle Interpretation von Ökobilanzergebnissen ohne diese Angabe unmöglich erscheint (Tab. 2). Die Berechnungsformel, mit der der Energiegehalt von Rohmilch bestimmt wird, führt in unserem Beispiel zu Unterschieden von 5,6 % zwischen den Formeln (2) und (3). Solche Effekte tragen also neben anderen Quellen der Berechnungsunsicherheit, z.B. der Allokation, deutlich zur großen Bandbreite bei den produktbezogenen Ergebnissen zum Klimawirkungspotential in der Milchproduktion bei.

Tabelle 2: Relativer Korrekturfaktor und Auswirkungen auf Klimawirkungspotential für die Berechnung von ECM in Abhängigkeit der Formel zur Energieberechnung und des Energiegehaltes. Annahmen: 4% Fett, 3,5% Eiweiß, 1,538 kg CO₂-Äq. pro kg Rohmilch

	Relativer Korrekturfaktor Q [ECM = Rohmilch * Q]		Auswirkung auf Bilanzergebnis [kg CO ₂ -Äq./kg ECM]	
	Formel (2)	Formel (3)	Formel (2)	Formel (3)
2,87 MJ/kg ECM	115,2 %	110,3 %	1,44	1,39
3,17 MJ/kg ECM	104,3 %	99,8 %	1,48	1,54
3,28 MJ/kg ECM	100,8 %	96,5 %	1,53	1,59

Schlussfolgerungen und Empfehlungen

In Ökobilanzen der Milchproduktion lässt die Wahl des Referenzflusses, z. B. wegen der Fütterung von Kälbern mit Vollmilch im ökologischen Landbau, eine systematische Verzerrung des Vergleichs von ökologischer und konventioneller Milchproduktion zu. Als Referenzfluss sollte daher ausschließlich die genutzte Milchmenge zugrunde gelegt werden. Zudem sollte, um internationale Vergleichbarkeit zu unterstützen, die Verwendung der Energiekorrekturberechnung von Council (2001) sowie einen Energiegehalt von 3,17 MJ/kg ECM Verwendung finden, wie es in IDF (2010) vorgeschlagen wird. Bei Vergleichen bestehender Ergebnisse über verschiedene Studien hinweg müssen die beschriebenen Möglichkeiten der Verzerrung in Betracht gezogen und Schlussfolgerungen entsprechend vorsichtig formuliert werden. Kumuliert man die möglichen hier dargestellten Verzerrungen durch Referenzfluss und Energieberechnung bei der Milch sind Unterschiede zwischen Studien von > 20 % erklärbar.

Literatur

- Council NR (2001) Nutrient Requirements of Dairy Cattle: Seventh Revised Edition, 2001. Washington, DC, The National Academies Press.
- DLG (2001) Rundbrief an die Landeskontrollverbände. Bundesarbeitskreis der Fütterungsreferenten der DLG. 4.5.2001.
- IDF (2010) A common carbon footprint approach for dairy - The IDF guide to standard lifecycle assessment methodology for the dairy sector. Bulletin 445/2010, International Dairy Federation.
- ISO (2006) ISO14040:2006: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and framework.
- Meier et al. (2015) Environmental impacts of organic and conventional agricultural products – Are the differences captured by life cycle assessment. J of Env. Management 149: 193-208.
- Pagani, M et al. (2016) "An assessment of the energy footprint of dairy farms in Missouri and Emilia-Romagna." Agricultural Systems 145: 116-126.
- Pirlo G (2012) Cradle-to-farm gate analysis of milk carbon footprint: a descriptive review. Italian Journal of Animal Science 11(1).
- Schulz F et al. (2013) Unterschiede der Fütterung ökologischer und konventioneller Betriebe und deren Einfluss auf die Methan-Emissionen aus der Verdauung von Milchkühen. Thünen Report 8: 189-205.
- Weidema B & Schmidt JH Avoiding Allocation in Life Cycle Assessment Revisited. J of Industrial Ecology 14: 192-195.
- Zehetmaier M et al. (2012) Does increasing milk yield per cow reduce greenhouse gas emissions? A system approach. Animal 6: 154-166.