

## CO<sub>2</sub>-Footprints für Lebensmittel tierischer Herkunft – Notwendigkeit, Wissensstand und Einflussfaktoren

**G. Flachowsky und U. Meyer**

Bundesforschungsinstitut für Tiergesundheit Braunschweig

### Einleitung

Die jährliche Zuwachsrate an klimarelevanten Gasen wird weltweit mit etwa 1 Mrd t CO<sub>2</sub>Äquivalenten angegeben. Dieser Anstieg resultiert vor allem aus der Verbrennung von fossilem Kohlenstoff, aber auch anderen Emitenten. Diese Entwicklung hat zu einem Anstieg der Kohlenstoffdioxid (CO<sub>2</sub>)-Konzentration in der Atmosphäre geführt (von ≈ 280, um 1800; auf ≈ 380, gegenwärtig; auf vielleicht 550 ppm, um 2050; IPCC 2006). CO<sub>2</sub> gehört zu den Treibhausgasen (klimarelevante Gase), die bei zunehmender Erhöhung in der Atmosphäre infolge der Absorptionsfähigkeit im Infrarot-Spektralbereich die Rückstrahlung von Wärmestrahlen vermindern und so zu einem Anstieg der Temperatur auf der Erde beitragen. Diese Entwicklung drückt sich nach IPCC (2006) u.a. im Anstieg der globalen mittleren Oberflächentemperatur um 0,74°C im Laufe der vergangenen 100 Jahre und in der Beschleunigung des weltweiten Anstieges des Meeresspiegels aus (1,8 mm/Jahr im Zeitraum 1961 bis 2003; 3,1 mm/Jahr im Zeitraum 1993 bis 2003). Für Deutschland wird der Temperaturanstieg seit 1901 im Gesamtjahr mit 0,93°C angegeben (DWD 2008).

Neben CO<sub>2</sub> haben auch andere Gase ein Treibhauspotenzial, das deutlich höher als das von CO<sub>2</sub> ist (Tab. 1). Die Methan-Konzentration in der Atmosphäre beträgt gegenwärtig ≈ 1,7 ppm mit einem jährlichen Konzentrationsanstieg von ≈ 0,01 ppm, die von Lachgas wird mit 312 ppb angegeben (Bockisch et al. 2000).

Tabelle 1: Treibhauspotenzial von Gasen, die aus der Landwirtschaft emittiert werden (von IPCC 2006 empfohlene Werte)

Treibhausgas	Summenformel	Treibhauspotenzial (CO <sub>2</sub> = 1)
Kohlenstoffdioxid	CO <sub>2</sub>	1
Methan	CH <sub>4</sub>	23
Lachgas	N <sub>2</sub> O	296

Das Erkennen dieser Zusammenhänge führte dazu, die CO<sub>2</sub>-Emissionen bzw. die von CO<sub>2</sub>-Äquivalenten zu erfassen und eine gewisse Wichtung der Quellen vorzunehmen sowie wirksame Reduzierungsmöglichkeiten zu erarbeiten und anzuwenden. Der Anteil der Landwirtschaft an den gesamten CO<sub>2</sub>-Emissionen wird in Deutschland nach verschiedenen Quellen mit 6 bis 15 % angegeben. Global wird der Anteil der Landwirtschaft an den CO<sub>2</sub>Äq-Emissionen mit nahezu einem Drittel der Gesamtemissionen angegeben (13,4 Mrd. t von 41,4 Mrd. t CO<sub>2</sub>Äq pro Jahr, Isermeyer et al. 2008). Infolge der Veredelungsverluste bei der Erzeugung von Lebensmitteln tierischer Herkunft wird die Frage nach den CO<sub>2</sub>-Emissionen vor allem bei diesen Lebensmitteln gestellt. Dadurch soll einerseits eine Information für die Verbraucher gegeben werden, andererseits wird durch Sensibilisierung von Erzeugern und Verbrauchern eine Reduzierung der Emissionen angestrebt. Diese Zusammenhänge können dann bedeutungsvoll werden, wenn der Handel mit Emissionsrechten auch die Landwirtschaft erfasst (s. Engels, 2008). Im Beitrag wird versucht, den Wissensstand bezüglich der Emissionen an CO<sub>2</sub>-Äquivalenten bei der Erzeugung von Lebensmitteln tierischer Herkunft (CO<sub>2</sub>-Footprints) zusammenzutragen, mögliche Schwachstellen und entsprechenden Forschungsbedarf aufzuzeigen sowie auf vorhandene Reduzierungspotenziale hinzuweisen. Derartige komplexe Studien scheinen dringend erforderlich, da verschiedene Einrichtungen bzw. Autoren bereits bei mangelnder Datenbasis „präzise“ Angaben über Klimabilanzen für Lebensmittel tierischer Herkunft bereitstellen, wie Abbildung 1 exemplarisch zeigt. Solche Bewertungen beim gegenwärtigen Wissensstand sind nicht unproblematisch, da dadurch vor allem bei der Politik der Eindruck entstehen kann, dass

- ausreichend Primärdaten zur Bewertung vorhanden sind und kein weiterer Forschungsbedarf besteht,
- methodisch das Herangehen abgestimmt und einheitlich ist (z.B. Verwendung der Systemgrenzen),
- vorschnelle (und vielleicht falsche) Schlussfolgerungen zur ökologischen Be-/Verurteilung verschiedener Lebensmittel tierischer Herkunft bzw. Ihrer Produktionsform vorgenommen werden können.

Verschiedene Details der in Abbildung 1 dargestellten Säulen wurden kürzlich bewertet (Flachowsky, 2008). Ausgehend von dieser Situation sollen nachfolgend die Voraussetzungen für die Erarbeitung „belastbarer“ CO<sub>2</sub>-Footprints exemplarisch dargestellt werden.

Der Begriff „Kette“ sollte eigentlich durch „Netzwerk“ ersetzt werden, da die Nahrungsmittelerzeugung viel komplexer und vernetzter ist, als es der Begriff „Kette“ ausdrückt (z.B. Beziehungen zu vor- und nachgelagertem Bereich, Berücksichtigung von Gebäuden und Maschinen). Die Unterschiede in den Ergebnissen verschiedener Analysten (Milch, Fleisch, Eier, s. Abb. 1) können u.a. durch unterschiedliche Systemgrenzen verursacht werden. Deshalb ist die Beschreibung der Rahmenbedingungen Voraussetzung für die Interpretation und die Reproduzierbarkeit verschiedener Ergebnisse. Aus Platzgründen kann auf Details der im Beitrag berücksichtigten Ein- und Austräge nicht eingegangen werden (s. Flachowsky 2008). Die Höhe des Futtereinsatzes und die Leistungshöhe der Lebensmittel liefernden Tiere sind wesentliche Kriterien für die nährstoffökonomische und ökologische Bewertung der Lebensmittelerzeugung. Da die Erzeugung von essbarem Protein tierischer Herkunft das Hauptziel der Nutztierhaltung in Europa darstellt, wird diesem Parameter bei der Kalkulation entsprechender Aufwandsdaten besondere Aufmerksamkeit gewidmet (s. Tab. 2). Die Bezugsbasis essbares Protein hat gegenüber den Lebensmitteln (Milch, Fleisch, Eier; s. Abb. 1) auch den Vorteil der unmittelbaren Vergleichbarkeit der verschiedenen Formen der Erzeugung von Lebensmitteln tierischer Herkunft.

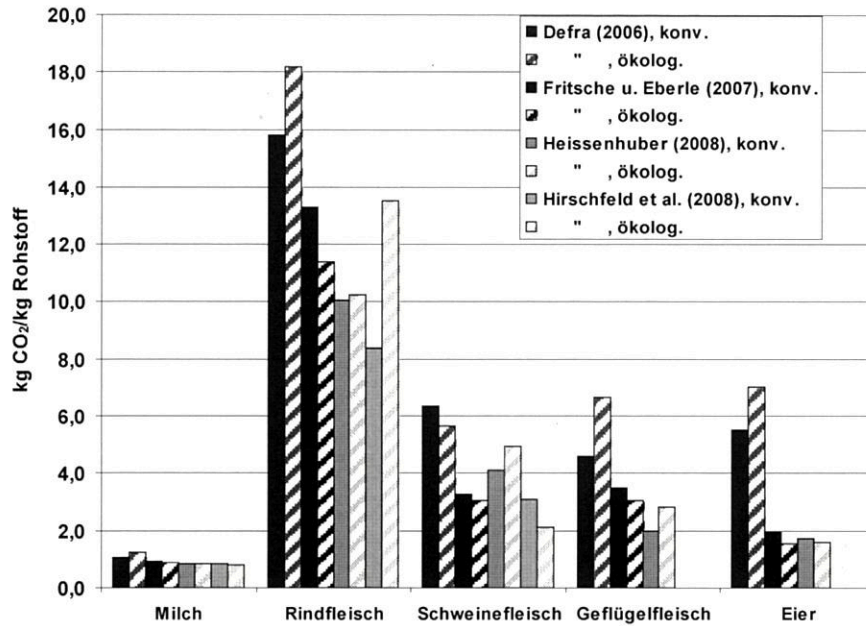
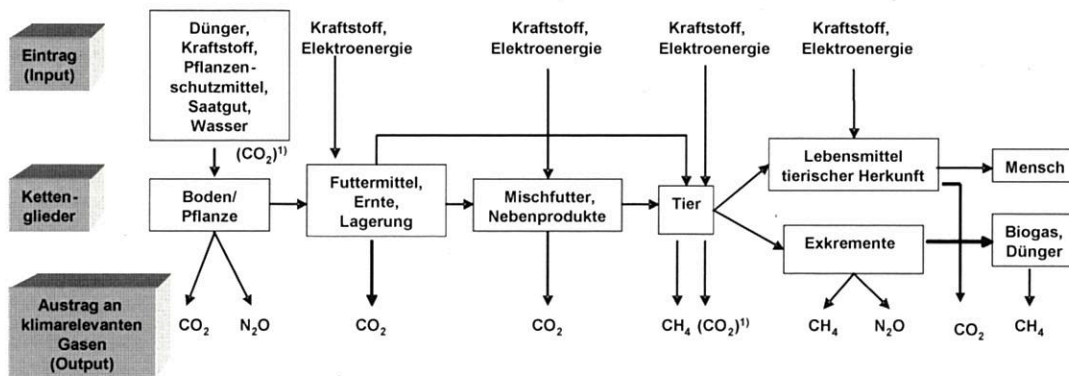


Abbildung 1: CO<sub>2</sub>Äq-Footprints für Lebensmittel tierischer Herkunft aus herkömmlicher oder ökologischer Erzeugung nach verschiedenen Autoren

## Material und Methoden

Für Kalkulationen zur Ermittlung von CO<sub>2</sub>Äq-Footprints sind Kenntnisse bzw. nachvollziehbare Ableitungen entlang der gesamten Nahrungskette (Wertschöpfungskette) erforderlich (Abb. 2).



## Ergebnisse

Zur Berechnung der Footprints sind Kenntnisse über die klimarelevanten Austräge entlang der Nahrungskette (s. Abb. 2) bzw. des jeweiligen Bezugssystems erforderlich. Im Falle der Erzeugung von Lebensmitteln tierischer Herkunft sind das vor allem Betriebsmittel-bedingte Emissionen beim Futterbau, bei der Ernte, Konservierung, Aufbereitung und dem Transport der Futtermittel sowie bei der Tierhaltung. Dazu kommen tierbedingte Emissionen (vor allem Methan, CH<sub>4</sub>) und Emissionen beim Exkrementmanagement. Nachfolgend wird exemplarisch auf einige Emissionsquellen eingegangen.

### Betriebsmittel-bedingte Emissionen

Der Umfang der Betriebsmittel-bedingten Emissionen hängt von der Intensität des Landbaus und dabei vor allem von der Düngungsintensität ab. Bei Bezug auf das Produkt (je t bzw. kg Trockensubstanz, T), der in vorliegender Ausarbeitung die Basis ist, hat die Ertragshöhe erheblichen Einfluss auf die Emissionen. Auf diesbezügliche Details soll im vorliegenden Beitrag nicht näher eingegangen werden. Die für die Kalkulationen verwendeten Werte (z.B. 120 kg CO<sub>2</sub>/t Grundfutter-T; 220 kg CO<sub>2</sub>/t Kraftfutter T) wurden aus vergleichenden Auswertungen verschiedener Studien gewonnen (z.B. Bockisch et al. 2000, Brunsch et al. 2008, Defra 2006, Hirschfeld et al. 2008, Kraatz et al. 2007, Wechselberger 2000, Woitowicz 2007), wobei zwischen den Quellen erhebliche Unterschiede in den Angaben bestehen.

### Futterlagerung und-bearbeitung

Relativ wenige belastbare Studien liegen zum CO<sub>2</sub>-Austrag bei verschiedenen Verfahren der Futterlagerung und -aufbereitung vor (Feil 2005). Wenig umfangreich ist auch die Datenbasis bezüglich der Aufwendungen bzw. Emissionen bei der Futtertrocknung, Vermahlung und Mischfutterherstellung, so dass auf die bei Bockisch et al. (2000) mitgeteilten Daten zurückgegriffen wird.

### Tierhaltung

Bezüglich der Tierhaltung wird in direktem Energieaufwand bzw. direkte Emissionen und indirekte Angaben unterschieden. Nach verschiedenen Quellen (Zus. bei Brunsch et al. 2008, Hirschfeld et al. 2008) variiert der Energieaufwand für Milchentzug, -lagerung und Reinigung der Anlage zwischen 18 bis 22 MJ/100 kg FCM für konventionelle Melksysteme und ist für automatische Melksysteme um 2 bis 4 MJ/100 kg FCM höher. Bei Unterstellung einer CO<sub>2</sub>-Emission von  $\approx 200$  g/MJ Elektroenergie (Bockisch et al. 2000) entspricht der Energieeinsatz 3,6 bis 4,4 kg CO<sub>2</sub>/100 kg FCM bzw.  $\approx 40$  g CO<sub>2</sub>/kg FCM. Der indirekte Energieaufwand bzw. die CO<sub>2</sub>-Emission, z.B. für Gebäude, Einrichtungen und Melktechnik umfasst nur etwa ein Hundertstel der direkten Werte (Brunsch et al. 2008) und wird bei den weiteren Betrachtungen vernachlässigt. Nach Hea (1996) entfallen  $\approx 60$  % des Gesamtenergieverbrauches in der Milchviehhaltung auf die Milchgewinnung,  $\approx 35$  % auf die Fütterung,  $\approx 2$  % auf die Entmistung und  $\approx 3$  % auf die Beleuchtung. In der Sauenhaltung werden 1 % für Reinigung, 1 % für Entmistung, 5 % für Beleuchtung, 11 % für Stallklima, 12 % für Fütterung und 70 % für die Ferkelnestbeheizung aufgewendet. Weitere Details zum Energieeinsatz in der Tierhaltung können Bockisch et al. (2000) und Hirschfeld et al. (2008) entnommen werden.

Tabelle 2: Produktion von essbarem Protein tierischer Herkunft mit verschiedenen Tierarten/  
-kategorien und N-Ausscheidung in Abhängigkeit von der Leistungshöhe (nach Flachowsky 2002)

Eiweißquelle (Lebendmasse)	Leistung je Tag	Futtermittelaufnahme		Essbare Fraktion (%)	Protein- gehalt in essbarer Fraktion (g/kg FM)	Essbares Protein		N-Ausscheidung	
		Höhe (kg T/Tag)	GF:KF (auf T- Basis,%)			(g/Tag)	(g/kg LM)	(kg/kg essbares Protein)	(% der N- Aufnahme)
Milchkuh (650 kg)	10 kg Milch	12	90/10	95	34	323	0,5	0,65	75
	20 kg Milch	16	75/25			646	0,9	0,48	70
	40 kg Milch	25	50/50			1292	2,0	0,35	65
Milchziege (60 kg)	2 kg Milch	2	80/20	95	36	68	1,1	0,40	70
	5 kg Milch	2,5	50/50			170	2,8	0,23	60
Mastrind (350 kg)	500 g LMZ	6,5	95/15	50	190	48	0,12	2,5	90
	1000 g LMZ	7	85/15			95	0,24	1,6	84
	1500 g LMZ	7,5	70/30			143	0,36	1,2	80
Mastschwein (80 kg)	500 g LMZ	1,8	20/80	60	150	45	0,55	0,8	85
	700 g LMZ	2	10/90			63	0,8	0,7	80
	900 g LMZ	2,2	0/100			81	1,0	0,6	75
Mastküken (1,5 kg)	40 g LMZ	0,07	10/90	60	200	4,8	3,2	0,4	70
	60 g LMZ	0,08	0/100			7,2	4,8	0,3	60
Legehennen (1,8 kg)	50 % LL	0,10	20/80	95	120	3,6	2,0	0,6	80
	70 % LL	0,11	10/90			5,1	2,8	0,35	65
	90 % LL	0,12	0/100			6,6	3,7	0,2	55

GF= Grundfutter, KF=Kraffutter, LM=Lebendmasse, LMZ=Lebendmassezunahme, LL=Legeleistung

## Tierbedingte Emissionen

### Methan (CH<sub>4</sub>)

Es ist allgemein anerkannt, dass Methan als natürliches Nebenprodukt der mikrobiellen Fermentation im Pansen von Wiederkäuern anfällt. In Abhängigkeit zu der Rationsgestaltung können 4 bis 10 % der Bruttoenergie bzw. 10 – 40 g CH<sub>4</sub>/kg T-Aufnahme entstehen (Tab. 3). Da wir kürzlich (Flachowsky und Brade 2007) in einem Review auf Methanbildung und Einflussfaktoren detailliert eingegangen sind, sollen hierzu keine weiteren Ausführungen folgen. Verschiedene Autoren halten es für realistisch, durch unterschiedliche Maßnahmen die Methanemission aus dem Verdauungstrakt der Wiederkäuer um bis zu 30 % zu reduzieren (z.B. Zus. bei Flachowsky und Brade 2007, Jouany 2008, Kreuzer und Soliva 2008). Auf Möglichkeiten zur Reduzierung der Methanbildung bei den anaeroben Umsetzungen im Verdauungstrakt und bei der Exkrementlagerung wird im Abschnitt „Forschungsbedarf“ näher eingegangen. Bedingt durch das hohe Treibhauspotenzial (s. Tab. 2) belastet CH<sub>4</sub> die CO<sub>2</sub><sub>Äq</sub>-Footprints der von Wiederkäuern stammenden Lebensmittel ganz erheblich (zwischen 50 und 80 %).

Tabelle 3: Methanbildung je kg Futtertrockensubstanz in Abhängigkeit von der Rationsgestaltung der Wiederkäuer (nach verschiedenen Literaturquellen)

Krafftutteranteil (%)	% der Bruttoenergieaufnahme	g/kg Trockensubstanz
0	8 - 10	25 - 40
50	6 - 8	20 - 25
90	4 - 6	10 - 20

### Lachgas (N<sub>2</sub>O)

Lebensmittel liefernde Tiere scheiden selbst kein N<sub>2</sub>O aus. Etwa 90 % des in die Atmosphäre gelangenden N<sub>2</sub>O wird in den Boden bei mikrobiellen Umsetzungen aus Nitrat und Ammonium gebildet. Der Anteil des Stickstoffes, der als Lachgas emittiert wird, hängt u.a. von N-Quelle, Bodenart, Feuchte, Temperatur und Bodenbewirtschaftung ab. Außerdem kann Stickstoff, der aus dem Boden als Nitrat eingetragen und verfrachtet wird, später an anderen Stellen zu Lachgasemissionen führen.

Insgesamt ist einzuschätzen, dass hohe Stickstofffrachten mit hoher Wahrscheinlichkeit zu hohen Lachgasemissionen führen. Für quantitative Abschätzungen wird zumeist der IPCC-Richtwert (IPCC 2006) zugrunde gelegt, nach dem 1,25 % des ausgebrachten N als N<sub>2</sub>O-N emittiert werden, wohl wissend, dass die N<sub>2</sub>O-Emissionen bei weidenden Tieren (Oenema et al. 2005, Di et al. 2007) oder Gülledüngung (Poggemann 2001) deutlich höher sein können als nach Mineraldünger-Gaben (Ambus et al. 2007, De Klein und Eckard 2007, Jones et al. 2007, von Groeningen et al. 2005a, b). Crutzen et al. (2007) geben einen Schätzwert von ≈ 4 % N<sub>2</sub>O-N des gedüngten N an und berücksichtigen dabei ebenfalls die jenseits der gedüngten Flächen anfallenden Lachgasmengen. Die N<sub>2</sub>O-Emissionen bei Weidehaltung können zwischen 1,4 und 9,8 % der ausgeschiedenen N-Menge variieren (Bockisch et al. 2000). Im Ergebnis einer Literaturlauswertung zu flächenbezogenen N<sub>2</sub>O-Emissionen aus Acker- bzw. Grünlandflächen in Deutschland geben Hirschfeld et al. (2008) 266-1717 kg CO<sub>2</sub>Äq/ha Ackerland bzw. 89 – 720 kg/ha Grünland an. Über weitere Details der Lachgasbildung und zur Reduzierung der N-Ausscheidungen bei Lebensmittel liefernden Tieren haben wir kürzlich zusammenfassend informiert (Flachowsky und Lebzien 2007).

Prinzipiell ist einzuschätzen, dass aus Geflügelexkrementen infolge des Harnsäureanteils im Harn weniger Lachgas entsteht als aus Exkrementen, die im Harn Harnstoff enthalten (Osada et al. 2007). Da bei Geflügel auch kaum Methan anfällt, resultieren deutlich geringere CO<sub>2</sub>Äq bei Lebensmitteln von Geflügel (s. Abb. 1).

### CO<sub>2</sub>-Footprints

Die Höhe der CO<sub>2</sub>Äq-Footprints hängt wesentlich von den berücksichtigten Systemgrenzen ab. Bei dem in Tabelle 4 gezeigten Beispiel zur Kalkulation von CO<sub>2</sub>Äq-Footprints für Milch fanden nur die direkt der Milchkuh zuordenbaren Emissionen Berücksichtigung. Jungrinderaufzucht oder Emissionen im Vorleistungsbereich (z.B. Maschinenbau, Stallbau) blieben dabei unberücksichtigt.

Tabelle 4: Kalkulation der Emissionen je Milchkuh und Jahr (Parameter: Lebendmasse: 650 kg, Milchleistung 8000 kg/Jahr, 1 Kalb/Jahr; nach Dämmgen und Haenel, 2008)

Emissionsquelle	Emissionen (kg/Kuh und Jahr)		
	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>	N <sub>2</sub> O
Düngerproduktion	210	5,5	1,1
Futtererzeugung	83		1,2
Transport, Behandlung	43		
Pansenfermentation		119	
Fermentation bei Güllelagerung		19	0,9
Emissionen aus Boden, Lagerung, Wasser		-1	1,8
Gesamt	336	143	5
CO <sub>2</sub> -Äquivalente (t/Kuh und Jahr)		5,2	
(g/kg Milch) <sup>1)</sup>		650	

<sup>1)</sup> ohne Jungrinderaufzucht und Kalb

Die erwähnten Einflussfaktoren sind als Ursachen für die große Variationsbreite der CO<sub>2</sub>Äq-Footprints je kg Milch nach verschiedenen Autoren (zwischen 400 und 1500 g CO<sub>2</sub>Äq/kg Milch (s. Tab. 5) anzusehen.

Tabelle 5: Angaben zu produktbezogenen CO<sub>2</sub>Äq je kg Milch bei unterschiedlichen Produktionsformen nach verschiedenen Autoren

Produktionsform		Autor
konventionell (kg CO <sub>2</sub> Äq/kg Milch)	ökologisch	
0,40 (40 kg Milch/Tag)		Eigene Daten (2008)
0,55 (20 kg " )		
1,00 (10 kg " )		
	0,65 (k.A.)	Dämmgen und Hänel (2008)
0,83	0,84	Woitowicz (2007)
0,85	0,78	Hirschfeld et al. (2008)
0,89	1,13	Iepema und Pijnenburg (2001)
0,94	0,88	Fritsche und Eberle (2007)
0,97	1,13	Zijpp (2001)
0,99	0,94	Cederberg und Mattsson (2000)
1,06	1,23	Defra (2006)
1,30	1,30	Haas et al. (2001)
1,40	1,50	Thomassen et al. (2007)

Noch höhere Schwankungen können bei der Rindfleischerzeugung ermittelt werden, wie Tabelle 6 in Abhängigkeit von der Höhe der Lebendmassezunahme bzw. der Fütterung demonstriert.

Tabelle 6: Beispiele zur Kalkulation der CO<sub>2</sub>-Äquivalente bei der Rindfleischerzeugung (150-550 kg LM) in Abhängigkeit vom Futtereinsatz sowie den Methan- und N-Ausscheidungen

LMZ (g/Tag)	Futtermittelaufnahme (kg T/Tier und Tag) <sup>1)</sup>	Anteil KF (% der T-Aufnahme) <sup>1)</sup>	Methanausscheidung (g/kg T)	N-Ausscheidung (g/Tag)	N <sub>2</sub> O-Bildung (% der N-Ausscheidung)	CO <sub>2</sub> -Äquivalente (kg/kg)		
						LMZ	SLK	ET
500 (überwiegend Weide, kein KF)	6,5	0	26	110	2	11,5	23,0	28,0
1000 (Stallhaltung, Grassilage, etwas KF)	7,0	15	24	130	1	5,5	11,0	13,8
1500 (Stallhaltung, Maissilage, KF)	7,5	30	22	150	0,5	3,5	7,0	9,0

LMZ= Lebendmassezunahme, KF=Kraftfutter, SLK=Schlachtleerkörper, ET=essbare Teile

<sup>1)</sup> CO<sub>2</sub>-Output: 120 kg/t Grundfutter-Trockensubstanz, 220 kg/t Kraftfutter-Trockensubstanz

Der vorliegenden Literatur können Variationsbreiten zwischen 7,0 und 36,4 kg CO<sub>2</sub>Äq/kg Schlachttierleerkörper entnommen werden (s. Tab. 7), wobei die höchsten Werte bei Mutterkuhhaltung ermittelt wurden. Der extrem hohe Wert von Ogino et al. (2007) resultiert aus ungünstigen Rahmenbedingungen (Mutterkuhhaltung, nur 40 % Fleischertrag). Die hohe Variation der CO<sub>2</sub>-Äquivalente bei der Rindfleischerzeugung kann wesentlich durch die verschiedenen Bezugsgrößen (Schlachttierleerkörper, essbare Teile, Fleisch, essbares Protein, s. Tab. 6 und 7) verursacht werden.

Bei Bezug der CO<sub>2</sub>Äq je kg essbares Eiweiß (Tab. 8) wird ein Vergleich zwischen den verschiedenen Formen der Erzeugung von Lebensmitteln tierischer Herkunft möglich. Dabei wird offensichtlich, dass infolge der kaum vorhandenen Methanausscheidungen bei Nichtwiederkäuern und der geringen Lachgasbildung aus Geflügelexkrementen (hoher Anteil Harnsäure), die CO<sub>2</sub>Äq-Footprints vor allem bei Lebensmitteln vom Geflügel deutlich niedriger sind als bei Rindfleisch und Kuhmilch (Tab. 8). Bei Wiederkäuern entfallen in Abhängigkeit von verschiedenen Einflussfaktoren 50 bis 80 % der CO<sub>2</sub>Äq auf die Methanemissionen.



Tabelle 7: Angaben zu produktbezogenen CO<sub>2</sub>Äq je kg Schlachttierleerkörper in der Rindermast bei unterschiedlichen Produktionsformen nach verschiedenen Autoren

Produktionsform		Autor
konventionell (kg CO <sub>2</sub> Äq/kg Fleisch)	ökologisch	
8,5	29,0 (Mutterkühe)	Reitmayr (1995)
8,7/10,1	10,2	Woitowicz (2007)
7,0 (1500 g LMZ)		
11,0 (1000 g LMZ)	k.A.	Eigene Daten (2008, s. Tab. 6)
23,0 (500 g LMZ)		
11,5	k.A.	Wechselberger (2000)
13,3	11,4	Fritsche und Eberle (2007)
15,8	18,2	Defra (2006)
23,6	20,2	Casey und Holden (2006)
	36,4 (Mutterkühe, Rindermast, 40 % Fleischertrag)	Ogino et al. (2007)

Tabelle 8: CO<sub>2</sub>-Äquivalente (kg) je kg Produkt bzw. je kg essbares Protein tierischer Herkunft in Abhängigkeit von der Leistungshöhe verschiedener Nutztiere

Proteinquelle	Leistungshöhe (je Tag)	CO <sub>2</sub> -Äquivalente (kg)	
		je kg Produkt	je kg Protein
Milch	10 kg	1,0	30
	20 kg	0,55	16
	40 kg	0,4	12
Rindfleisch <sup>1)</sup>	1000 g	11,0	55
	1500 g	7,0	35
Schweinefleisch <sup>1)</sup>	700 g	1,8	12
	900 g	1,5	10
Geflügelfleisch <sup>1)</sup>	40 g	0,8	4
	60 g	0,6	3
Eier	70 % LL	0,6	5
	90 % LL	0,5	4

<sup>1)</sup> Schlachttierkörper, LL=Legeleistung

## Schlussfolgerungen

Im Beitrag sollten CO<sub>2</sub>-Footprints für Lebensmittel tierischer Herkunft unter Berücksichtigung der Kriterien Notwendigkeit – Wissensstand – Einflussfaktoren abgeleitet und bewertet werden:

### Notwendigkeit:

Die zunehmenden CO<sub>2</sub>- Emissionen und der weitere Anstieg der CO<sub>2</sub>-Konzentration in der Atmosphäre führen dazu, alle CO<sub>2</sub>-Emitenten zu analysieren sowie Reduzierungspotenziale zu erkennen und umzusetzen. Durch CO<sub>2</sub><sub>Äq</sub>-Footprints für Lebensmittel soll eine Sensibilisierung von Erzeugern und Verbrauchern bewirkt werden.

### Wissensstand:

In den zurückliegenden Jahren wurden wesentliche Beiträge zur Quantifizierung klimarelevanter Austräge entlang der Nahrungskette (-netzwerkes) geleistet, so dass erste (grobe) Bewertungen von CO<sub>2</sub><sub>Äq</sub>-Footprints für Lebensmittel tierischer Herkunft möglich sind.

### Einflussfaktoren und Forschungsbedarf:

Eine Palette vielfältiger Einflussfaktoren (z.B. Systemgrenzen, Bezugsbasis, jahreszeitliche Schwankungen der Ein- und Austräge) erschweren gegenwärtig „belastbare“ Aussagen zur Höhe der CO<sub>2</sub><sub>Äq</sub>-Footprints. Aus Sicht der Tierernährung wird u.a. Forschungsbedarf auf folgenden Gebieten gesehen:

- Erfassung der Einflussfaktoren auf die Lachgasbildung und bessere Quantifizierung in Abhängigkeit von den Einflussfaktoren,
- Weitere Quantifizierung der Betriebsmittel-bedingten Emissionen,
- Berücksichtigung der Emissionen, die bei der Aufbereitung von Nebenprodukten der Verarbeitungsindustrie als Futtermittel entstehen,
- bessere Quantifizierung der Emissionen aus der Mischfutterherstellung und -behandlung (z.B. Pelletierung, Extrudieren),
- Berücksichtigung des Jahrganges, der Jahreszeit und anderer exogener Einflussfaktoren auf die Emissionen,
- Standardisierung der Methode, klare Definition von Systemgrenzen,
- Vertiefung der Kenntnisse über Emissionsreduzierungspotenziale und Umsetzung der Potenziale in die Praxis,
- Bewertung der Auswirkungen der „modernen“ Biotechnologie auf die Ökobilanz

## Literatur

- Ambus P., Petersen S.O. and Soussana J.-F. (2007): Short-term carbon and nitrogen cycling in urine patches assessed by combined carbon-13 and nitrogen-15 labelling. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 121, 84-92.
- Bockisch F.-J. Ahlgrim H.-J., Böhme H., Bramm A., Dämmgen U., Flachowsky G., Heinemeyer O., Höppner F., Murphy D.P.L., Rogasiki J., Röver M. und Sohler S. (2000): Bewertung von Verfahren der ökologischen und konventionellen landwirtschaftlichen Produktion im Hinblick auf Energieeinsatz und bestimmte Schadgasemissionen, *Landbauforschung Völkenrode, SH 211*, 206 S.
- Brunsch R., Kraatz S., Berg W. und Rus C. (2008): Ermittlung der Energieeffizienz in der Tierhaltung auf der Grundlage von Energiebilanzen. *KTBL-Schrift 463*, 115-125.
- Capper L.C., Castaneda-Gutierrez E., Cady A. and Bauman D.A. (2008): The environmental impact of recombinant bovine somatotropin (rbST) use in dairy production. *PNAS* 105, 9668-9673.
- Casey J.W. and Holden N.M. (2005): Analysis of greenhouse gas emissions from the average Irish milk production system. *Agric. Sys.* 86, 97-114.

- Casey J.W. and Holden N.M. (2006): Greenhouse gas emission from conventional, agri-environmental scheme and organic Irish Suckler – Beef Univ. J. Environm. Quality 35, 231-239.
- Cederberg C. and Mattson B. (2000): Life cycle assessment of milk production – A comparison of conventional and organic farming. J. Cleaner Prod. 8, 250-260.
- Crutzen P.J., Mosier A.R., Smith K.A. and Winiwarter W. (2007): N<sub>2</sub>O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. Atmos. Chem. Phys. Discuss. 7, 11191-11205.
- Dämmgen U. and Haenel H.-D. (2008): Emissions of greenhouse gases and gaseous air pollutants – a challenge for animal nutrition. Proc. Soc. Nutr. Physiol. 17, 163-167.
- DEFRA (August 2006): Determination the environmental burdens and resource use in the production of agricultural and horticultural commodities. Defra project report ISO 205. Cranfield Univ. Silsoe Inst., <http://www.cranfield.ac.uk>
- De Klein C.A.M. and Eckard R.J. (2007): Targeted technologies for nitrous oxide abatement from animal agriculture. Proc. Greenhouse Gases and Animal Agriculture Conf., Christchurch, New Zealand, 26.-29.11.2007, 54 (Abstr.).
- Di H.J., Cameron K.C. and Sherlock R.R. (2007): Mitigation of nitrous oxide emissions from different grazed pasture soils using a nitrification inhibitor, Eco-u. Proc. Greenhouse Gases and Animal Agriculture Conf., Christchurch, New Zealand, 26.-29.11.2007, 48 (Abstr.).
- DWD (2008): Deutscher Wetterdienst, Geschäftsbereich Klima und Umwelt, 08.09.2008.
- Engels H. (2008): Gemeinsam auf Spurensuche für den Klimaschutz, Neue Landwirtschaft, H. 9, 46-48.
- Feil A. (2005): IFF-Kolloquium 2005 – sind Maßnahmen zur Reduzierung der Energiekosten denkbar? Aufbereitungstechnik 46, Nr. 11, 52-56.
- Flachowsky G. (2002): Efficiency of energy and nutrient use in the production of edible protein of animal origin. J. Appl. Anim. Res. 22, 1-24.
- Flachowsky G. (2008): Wie kommen wir zu CO<sub>2</sub>-Footprints für Lebensmittel tierischer Herkunft. Arch. Tierzucht 51, SH, 67-82.
- Flachowsky G. und Brade W. (2007): Potenziale Zur Reduzierung der Methan-Emissionen bei Wiederkäuern. Züchtungskd. 79, 417-465.
- Flachowsky G. und Lebzien P. (2007): Lebensmittel liefernde Tiere und Treibhausgase – Möglichkeiten der Tierernährung zur Emissionsminderung. Übersicht. Tierern. 35, 191-231.
- Fritsche R. und Eberle U. (2007): Treibhausgasemissionen durch Erzeugung und Verarbeitung von Lebensmitteln. Arbeitspapier, Öko-Institut e.V. Darmstadt, 13 S.
- Haas G., Wetterich F. and Köpke U. (2001): Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in Southern Germany by process life cycle assessment. Agriculture, Ecosystems & Environment 83, 43-53.
- HEA (Hauptverwaltungsstelle für Elektrizitätsanwendung e.V.). (1996): Strom – Tips für Landwirte. HEA (Hrsg.), Energieverlag GmbH, Heidelberg, S. 14 ff.
- Heissenhuber, A (2007): Ökonomische Aspekte einer energieeffizienten Landwirtschaft. KTBL-Vortragstagung, 08./09.04.2008, Fulda, KTBL-Schrift 463, 42-53.
- Hirschfeld J., Weiß J., Preicht M., Korbun T. (2008): Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland. Schriftenreihe des IÖW 186/08, Berlin, 188 S.
- Iepema G. and Pijnenburg J. (2001) Conventional versus organic dairy farming. A comparison of three experimental farms on environmental impact, animal health and animal welfare. MSc thesis, Animal Production Systems Group, Wageningen University, The Netherlands.
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change: 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Vol. 4, Agriculture, Forestry and other Land use. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006/gl/vol4.htm>.
- Isermeyer F., Otte A., Christen O., Froberg K., Hartung J., Kirschke D., Schmitz M. und Sundrum A. (2008): Nutzung von Biomasse zur Energiegewinnung – Empfehlungen an die Politik, Gutachten. Berichte über Landwirtschaft, SH 116, 198 S.
- Jouany J.-P. (2008): Enteric methane production by ruminants and its control. In: Gut efficiency; the key ingredient in ruminant. Ed. by A. Andrieu D. Wilde, Wageningen Academic Publ., 35-59.
- Jones S.K., Rees R.M., Skiba U.M. and Ball B.C. (2007): Influence of organic and mineral N-fertilizer on N<sub>2</sub>O fluxes from a temperate grassland. Agriculture, Ecosystems & Environment 121, 74-83.
- Kraatz S., Berg W., Küstermann B. and Hülsbergen K.J. (2006): Energy and carbon balancing in livestock keeping. Proc. World Congress: Agricultural engineering for a better world congress Bonn, 03.-07.09.2006, VDI-Berichte Nr. 1958, VDI-Verlag Düsseldorf, 417-418.
- Kreuzer M. and Soliva C.R. (2008): Nutrition: Key to methane mitigation in ruminants. Proc. Soc. Nutr. Physiol. 17, 168-171.
- Oenema O., Wrage N., Velthof G.L., van Groenigen J.W., Dolfing J. and Kuikman P.J. (2005): Trends in global nitrous oxide emissions from animal production systems. Nutrient Cycling in Agroecosystems 72, 51-65.
- Ogino A., Orito H., Shimada K. and Hirooka H. (2007): Evaluating environmental impacts of the Japanese beef cow-calf system by the life cycle assessment method. Anim. Sci. J. 78, 424-432.

- Osada T., Takeuchi M., Harada Y., Maeda K. and Morioka R. (2007): Greenhouse gas emissions produced by a poultry manure treatment facility using forced aeration composting. Proc. Greenhouse Gases and Animal Agriculture Conf., Christchurch, New Zealand, 26.-29.11.2007, 224 (Abstr.).
- Poggemann S. (2001): N-Applikation und N<sub>2</sub>O-Emissionen von Weideland unter variierenden Bedingungen. Diss. Justus-Liebig-Universität, Gießen, 122 S.
- Reitmayer T. (1995): Entwicklung eines rechnergeschützten Kennzahlensystems zur ökonomischen und ökologischen Beurteilung von agrarischen Bewirtschaftungsformen – Dargestellt an einem Beispiel. Agrarwirtschaft, Frankfurt/Main, SH 147.
- Thomassen M.A., van Calster K.J., Smits M.C.J., Iepema G.L. and de Boer I.J.M. (2007): Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. *Agricult. Systems*.
- Van Groenigen J.W., Kuikman P.J., de Groot W.J.M. and Velthof G.L. (2005b): Nitrous oxide emission from urine-treated soil as influenced by urine composition and soil physical conditions. *Soil and Biochemistry* 37, 463-473.
- Wechselberger P. (2000): Ökonomische und ökologische Beurteilung unterschiedlicher landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen und –systeme anhand ausgewählter Kriterien. FAM-Bericht, Shaker-Verlag, Aachen, 502 S.
- Woitowicz A. (2007): Auswirkungen einer Einschränkung des Verzehrs von Lebensmitteln tierischer Herkunft auf ausgewählte Nachhaltigkeitsindikatoren – dargestellt am Beispiel konventioneller und ökologischer Wirtschaftsweisen. Diss., TU München, 237 S.
- Van der Zijpp I.A.J. (2001): Animal production systems: on integration and diversity. Habil.schrift, Univ. Wageningen, The Netherlands.

#### **Autorenanschrift**

Prof. Dr. Gerhard Flachowsky  
Institut für Tierernährung  
Friedrich-Loeffler-Institut (FLI)  
Bundesforschungsinstitut für Tiergesundheit  
Bundesallee 50, 38116 Braunschweig,  
e-mail: gerhard.flachowsky@fli.bund.de