

Klimarelevanz des Ökologischen Landbaus - Stand des Wissens

Gerold Rahmann*, Karen Aulrich*, Kerstin Barth*, Herwart Böhm*, Regine Koopmann*, Rainer Oppermann*, Hans Marten Paulsen* und Friedrich Weißmann*

Zusammenfassung

Aus der Literaturrecherche geht hervor, dass es gegenwärtig unterschiedliche Aussagen zur Klimarelevanz des Ökolandbaus gibt. Die unterschiedlichen Aussagen hängen vom Produkt, von der Betrachtungsebene (Systemgrenzen) und der Produktionsstruktur/-intensität ab. Zusammenfassend kann aus den zitierten Studien geschlossen werden, dass der Ökologische Landbau weniger Treibhausgase freisetzt als vergleichbare konventionelle Systeme. Der höhere Ausstoß klimarelevanter Gase pro Hektar in der konventionellen Landwirtschaft wird vor allem durch zugekaufte und teilweise von Übersee importierte Futtermittel sowie durch die energieaufwändige Dünger- und Pestizidproduktion verursacht. Die höheren Erträge pro Tier- oder Flächeneinheit gleichen dies in der Regel nicht aus. Deswegen gilt die Aussage, dass der Ökolandbau grundsätzlich klimafreundlicher ist auch - wenn auch weniger ausgeprägt - bei einer produktbezogene Betrachtung. Im Vergleich zu integrierten Systemen unterscheidet sich die emittierte Menge an Treibhausgasen nicht. Vorteilhaft für integrierte Systeme sind insbesondere der reduzierte Pflanzenschutzmitteleinsatz, die Verwendung betriebseigener Stoffe (z.B. Futtermittel und Wirtschaftsdünger) als auch Stilllegungsflächen. Der Entwicklungsbedarf im Ökologischen Landbau besteht entweder in höheren Flächenleistungen oder einer weniger energieaufwändigen Produktion.

Nicht nur im Ökologischen Landbau sondern in allen Landbausystemen gibt es ein Optimierungspotenzial. Regenerative Energiesysteme und Nutzung lokaler Ressourcen sowie Managementoptimierung (bessere Aufwand-Ertrags-Relationen: Fütterung, Energie, Nährstoffe) sind in der Praxis selten ausgeschöpft. Ertragssteigerungen bei angemessener Steigerung der Mechanisierung wirken sich positiv auf eine Reduzierung des Treibhauspotenzials (pro Produktionseinheit) aus.

Schlüsselwörter: Klimawandel, Ökologischer Landbau, Treibhausgase

Abstract

Impact of organic farming on global warming - recent scientific knowledge

The review of recent literature on the contribution of organic farming to global warming shows different results. The inhomogeneous results are reasoned in different focuses of the studies looking at different products, system borders or production conditions and production intensities. In summary of the assessed studies can be stated that organic farming emits lower amounts of green house gases (GHG) than comparable conventional systems. Higher area bound GHG emissions in conventional agriculture are mainly reasoned in farm imported feedstuffs that are to a significant amount purchased from overseas. The consumption of products from energy intensive pesticide and fertiliser production is increasing the GHG emissions further. Higher yields per animal or per hectare unit are usually not able to compensate for these negative impacts. Therefore it can be concluded that organic farming is more climate friendly than normal conventional farming, also when product bound GHG loads are calculated. Whereas the emissions of integrated conventional systems are equal to organic systems. In the integrated systems reduced pesticide consumption, use of farm produced resources (e.g. feedstuff, livestock manure) and set asides are advantageous. GHG-balances of organic farming could be improved further by higher area yields or by reduction of energy consumption.

Global warming potential of all farming farm systems can be optimised and reduced in future. Renewable energy systems, use of local resources and progress in management skills (increase of input-output relations: feeding, energy-use, nutrients) are usually underdeveloped in practice. Yield increases with moderate increase in mechanisation normally lead to reductions in global warming potential per unit of agricultural product.

Keywords: global warming, organic farming

* Johann Heinrich von Thünen-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei (vTI), Institut für Ökologischen Landbau, Trenthorst 32, 23847 Westerau/Germany; Email: oel@vti.bund.de

1 Einleitung

Jede Art der Lebensmittelproduktion trägt zur Emission von Treibhausgasen bei. Die Frage ist, wie viele Treibhausgase pro Produkteinheit freigesetzt werden. Hier gibt es große Unterschiede und erhebliches Einsparungspotenzial. Entscheidendes Kriterium für die Vorzüglichkeit eines landwirtschaftlichen Produktionsverfahrens oder besser noch der gesamten Wertschöpfungskette ist aber die Nachhaltigkeit. Nachhaltigkeit beinhaltet eine Fülle von Kriterien, welche zusammengefasst v. a. die Umweltverträglichkeit, Tiergerechtigkeit, Wirtschaftlichkeit (und soziale Akzeptanz) eines Systems beschreiben. Die Fokussierung auf einen einzelnen Aspekt (wie z.B. die Klimarelevanz als Teilmenge der Umweltverträglichkeit) ist nicht zielführend.

Bei der Diskussion um die Vorzüglichkeit von ökologischer versus konventioneller Lebensmittelproduktion muss deswegen die Multifunktionalität der Landwirtschaft beachtet werden. Wichtigste Funktion ist die Produktion von gesunden Lebensmitteln in ausreichender Menge bei schonender Nutzung der biotischen und abiotischen Ressourcen. Hinzu kommen die gesellschaftlichen Erwartungen an Tierschutz, Erhaltung der Landschaft und Wahrung ländlicher Traditionen in einer immer stärker von der Landnutzung und Lebensmittelproduktion entkoppelten und sich verstädtierenden Bevölkerung. Wie der konventionelle Landbau bereits seit mehreren Jahrzehnten, so steht auch der Ökologische Landbau heute vor den Herausforderungen, dieser Multifunktionalität gerecht zu werden. Der Klimawandel ist nur eine Komponente.

Trotz der vorteilhaften multifunktionalen Leistungen des Ökologischen Landbaus wird die Frage der Klimawirkung weiterhin kontrovers diskutiert. Dabei wird je nach Betrachtungswinkel (Systemgrenzen) und Zahlenmaterial unterschiedlich argumentiert. Dieses zu versachlichen, ist Ziel dieses Beitrages. Dabei wird auf den Stand der Wissenschaft und auf weitere Potenziale zur Reduzierung von Emissionen eingegangen.

Tabelle 1:

Klimarelevante Emissionen der deutschen Landwirtschaft 2005 (in Mio. t CO₂-Äquivalenten)

Emissionsbereich	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	Summe
Tierische Verdauung	-	18,3	-	18,3
Wirtschaftsdünger	-	5,0	3,1	8,1
Emissionen aus der Bodennutzung	42,4	-0,6	42,4	8,2
Bodenkalkung	1,7	-	-	1,7
Energieemissionen	6,7	0,0	0,1	6,8
Emissionen aus der N-Düngerherstellung	5,2	0,3	8,6	14,1
Summe Emissionen Landwirtschaft	56,0	23,0	54,2	133,2
Summe Emissionen alle Sektoren	885,9	51,4	66,4	1.003,7

Quelle: Zusammengestellt aus Dämmgen, 2007; Bundesdrucksache 16/5346.

2 Beitrag der Landwirtschaft am Klimawandel

Die deutsche Landwirtschaft trägt zu rund 6,3 % (weltweit 13,5 % in 2000) zum anthropogen induzierten Treibhauseffekt Deutschlands bei (Deutschland 2005: 133,2 Mio. t CO₂-Äquivalente, davon 56 Mio. t CO₂, 23 Mio. t CO₂-Äquivalente aus CH₄ (weltweit 502,2 Mio. t) und 54,2 Mio. t CO₂-Äquivalente aus N₂O (weltweit 711,6 Mio. t, UBA, 2007). Besonders hoch ist der Anteil der Landwirtschaft an der Gesamtemission bei N₂O (Lachgas) (weltweit: über 80 %, Isermann, 1994) und bei CH₄ (Methan) (weltweit 41 %, Heyer, 1994). Bei CO₂ (Kohlendioxid) ist der Anteil mit 21 % deutlich geringer (Tabelle 1). Seit 1990 sind die nationalen CO₂-Emissionen um 15,4 %, die Methan-Emissionen um 48,9 % und die N₂O-Emissionen um 21,5 % zurückgegangen. Die deutschen Treibhausgas-Inventare für den Bereich Landwirtschaft werden am vTI in Braunschweig geführt (UBA, 2007; Dämmgen, 2007).

Die Lebensmittelproduktion ist auch immer eine Funktion des Konsums. Gegenwärtig werden statistisch in Deutschland pro Einwohner und Jahr ca. 1,6 Tonnen CO₂-Äquivalente durch Lebensmittelproduktion und -konsum (Bedürfnisfeld Ernährung für das Konsumjahr 2000) freigesetzt (16 % der Gesamtemission pro Kopf und Jahr) (Wiegmann et al., 2005; ÖKO, 2007).

3 Studien zur flächen- bzw. produktbezogenen Klimarelevanz des Ökolandbaus

Im Ökologischen Landbau liegt ein geringeres Ertragsniveau auf den Flächen vor und es können pro Flächeneinheit weniger Tiere ernährt werden als im konventionellen Landbau. Der Tierbesatz pro Hektar entscheidet jedoch über die Flächenbilanz der Treibhausgase. Liegt z. B. doppeltes Ertragsniveau in konventioneller im Vergleich zur ökologischen Getreideproduktion vor, könnten auch doppelt so viele Tiere ernährt werden und auch die Treibhausgasemissionen pro Flächeneinheit verdoppeln sich. Die Ertragsituation ist jedoch sehr unterschiedlich. Nach BMELV

(2007) war im Wirtschaftsjahr 2005/06 der Viehbesatz im Ökologischen Landbau mit durchschnittlich 0,69 Vieheinheiten ha⁻¹ (VE) rund ein Viertel niedriger als auf vergleichbaren konventionellen Betrieben (0,89 VE ha⁻¹). Der Winterweizenenertrag lag im Ökologischen Landbau bei 3,96 t ha⁻¹ 42 % unter dem im konventionellen Landbau (6,87 t ha⁻¹). Durch die höheren Preise im Ökolandbau (2005/06: öko.: 196,60 € t⁻¹, konv.: 95,10 € t⁻¹) war in den letzten Jahren der monetäre Flächenertrag im Ökolandbau aber höher. Dieses spiegelt sich auch bei anderen Produkten wider. Gesamtbetrieblich haben Ökobetriebe 2006 mit 321 € ha⁻¹ einen höheren Gewinn ausgewiesen als vergleichbare konventionelle Betriebe (304 € ha⁻¹). Die Arbeitsentlohnung war mit 21.446 € AK⁻¹ im Ökolandbau etwas höher als im konventionellen Landbau (20.180 € AK⁻¹).

3.1 Pflanzenbau

In einer deutschen Studie von Bockisch et al. (2000) werden die betriebsmittelbedingten Emissionen verschiedener konventioneller Bewirtschaftungsszenarien einem ökologischen gegenübergestellt und anhand von Emissionsfaktoren aus der Literatur Treibhausgasemissionen ermittelt (Tabelle 2). Bei den in der Studie bewerteten Verfahren der Pflanzenproduktion verursacht der ökologische Landbau

flächenbezogen durchweg deutlich geringere Treibhausgasemissionen als die konventionellen Systeme. Vorwiegend ist dieser Unterschied auf den Verzicht auf Mineraldünger im ökologischen Landbau zurückzuführen.

In einer britischen DEFRA-Studie (Williams et al., 2006) sind die CO₂-Emissionen (Äquivalente) bei einer produktbezogenen Bilanz für eine ökologische Produktion teilweise

Tabelle 3:
 Energieeinsatz und Beitrag zum Klimawandel bei ökologischer und konventioneller Produktion in Großbritannien (pro t Produkt-Einheit)

	Eingesetzte Primärenergie, in MJ t ⁻¹	Treibhauseffekt, in CO ₂ -Äquivalent t ⁻¹
Weizen		
- konventionell	2.460	804
- ökologisch	1.740	786
Raps		
- konventionell	5.390	1.710
- ökologisch	4.020	1.620
Kartoffeln		
- konventionell	1.260	215
- ökologisch	1.280	199
Tomaten		
- konventionell	122	9,14
- ökologisch (heutiger Stand)	229	17,5
- ökologisch (intensiv)	159	12,2

Quelle: Williams et al., 2006.

Tabelle 2:

Betriebsmittelbedingte Emissionen bei Ökologischer im Vergleich zu konventioneller Pflanzenproduktion in (%) der konventionellen bzw. ressourcenschonenden Wirtschaftsweise (Zahlen unter 100 = ökologisch vorteilhaft)

		Ökologisch versus konventionell ^a	Ökologisch versus RS ^b
Primärenergieverbrauch			
Flächenbezogen	Nichtleguminosen	27 - 47	44 - 82
	Leguminosen	72 - 94	72 - 94
Produktbezogen	Nichtleguminosen	29 - 92	69 - 133
	Leguminosen	53 - 63	53 - 63
CO₂-Emissionen			
Flächenbezogen	Getreide, Futter	47 - 67	68 - 100
	Leguminosen	88 - 102	88 - 102
Produktbezogen	Getreide, Futter	74 - 127	100 - 164
	Leguminosen	54 - 63	54 - 63
CH₄-Emissionen			
Flächenbezogen	Nichtleguminosen	9 - 25	24 - 61
	Leguminosen	66 - 91	66 - 91
Produktbezogen	Nichtleguminosen	14 - 35	7 - 83
	Leguminosen	95 - 126	95 - 126
N₂O-Emissionen			
Flächenbezogen	Nichtleguminosen	1 - 4	1 - 12
	Leguminosen	74 - 88	74 - 88
Produktbezogen	Nichtleguminosen	1 - 69	3 - 150
	Leguminosen	45 - 60	45 - 60

^a Konventionelle Bewirtschaftung, mineraldüngerbasiert, keine Anrechnung des Wirtschaftsdüngers, vollständiger Kraftfutterzukauf, unterschiedliche Modelle für die Anrechnung des Primärenergieaufwandes für industrielle Mischfutterkomponenten;

^b RS = ressourcenschonend = konventionelle Bewirtschaftung, Anrechnung und Rückführung des Wirtschaftsdüngers und überwiegende Erzeugung eigenen Kraftfutters

Quelle: Bockisch et al., 2000.

Tabelle 4:

Klimarelevanz unterschiedlicher Produktionssysteme und Intensitäten in der Schweiz

	Konventionell			Ohne Düngung	Ökologisch				
	K2	K1	M2	D0	D1	D2	O1	O2	
Produktionsmenge in kg TS ha ⁻¹	10.209	8.639	9.168	4.747	6.962	7.966	6.938	7.920	
in % von K2 (intensiv konventionell)	100 %	85 %	90 %	47 %	68 %	78 %	68 %	78 %	
kg N (total) ha ⁻¹ a ⁻¹	165	83	125	0	47	93	43	86	
Energiebedarf in GJ	- ha ⁻¹	21,0f	17,0e	26,9g	11,5a	12,6b	13,6c	13,2bc	14,5d
	- kg TS ⁻¹	2,0c	1,9bc	2,8e	2,3d	1,7ab	1,6a	1,8bc	1,8ab
Klimagasausstoss	kg CO ₂ -Ä. ha ⁻¹	4.474d	2.951c	4.121d	1.457a	2.150b	2.804c	2.222b	2.920c
	- kg TS ⁻¹	0,43d	0,34bc	0,44d	0,30a	0,30a	0,35bc	0,31ab	0,36bc

D0 = Biologisch-Dynamisch - ohne Düngung (0 %), D1 = Biologisch-Dynamisch - halbe Düngung (50 %), D2 = Biologisch-Dynamisch - Praxisübliche Düngung (100 %), O1 = organisch-biologisch - halbe Düngung (50 %), O2 = organisch-biologisch - praxisübliche Düngung (100 %), K1 = konventioneller Anbau - organisch-mineralische Düngung (halbe Düngung 50 %), K2 = konventioneller Anbau - organisch-mineralische Düngung (praxisüblich 100 %), M2 = mineralisch - praxisübliche Düngung (100 %). Unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede. Quelle: Nach Nemecek et al., 2005.

schlechter, teilweise besser als bei konventioneller mineraldüngerbasierter Produktion (Tabelle 3). Hier schneiden wenig entwickelte und energieaufwändige Ökolandbau-Systeme wie die Geflügelfleisch- und Eierproduktion sowie die Gewächshauskulturen (Tomaten) schlechter ab. Aber auch Milch hat einen vergleichsweise ungünstigen Wert.

Die DEFRA-Studie hat enge Systemgrenzen und betrachtet nicht die gesamte Produktionskette (funktionelle Einheiten: z.B. Fruchtfolge, Gesamtbetrieb). Eine methodisch korrektere Kalkulation hätte z.B. die Futterart, ihre Produktion und Herkunft, den Humusaufbau von Fruchtfolgegliedern (Klee gras als Ackerfutter versus Silomais) beachten müssen.

Praxisdaten mit unterschiedlichen Ausgangsdaten führen zu den verschiedenen Ergebnissen. Ökologisch ist eben nicht gleich ökologisch, genauso wenig wie konventionell gleich konventionell ist. Eine Studie aus der Schweiz (Nemecek et al., 2005) zeigt in Tabelle 4 am Beispiel des bislang am konsequentesten durchgeführten Langzeitversuchs unterschiedlicher Anbausysteme mit den verschiedenen Varianten des Ökolandbaus - dem DOK-Versuch in der Schweiz (Mäder et al., 2002) -, dass auch bei produktbezogener Betrachtung der Ökologische Landbau gegenüber der intensiven oder extensiven Landwirtschaft vorteilhaft oder vergleichbar ist.

In der gleichen Studie von Nemecek et al. (2005) wurden auch existierende Betriebe in der Schweiz untersucht. Hier konnte festgestellt werden, dass der integrierte Landbau in der Definition der Schweiz teilweise eine geringere Freisetzung von Treibhausgasen pro Produkteinheit aufweist als der Ökologische Landbau (nach Richtlinien der Schweiz) (Tabelle 5). Dieses zeigt, dass in der Praxis die Systemgrenzen sehr unterschiedlich sein können und Ergebnisse aus Anbauversuchen relativieren.

Fritsche & Eberle (2007) haben mit der Datenbank-

Tabelle 5:

Bewertung der Klimarelevanz verschiedener Kulturen bezogen auf die Fläche (kg CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹) bzw. auf die Produkteinheit (g CO₂-Äq. kg⁻¹ TS)

		Integrierte Produktion (IPintensiv) ¹	Biologischer Landbau
Winterweizen	Fläche	4.126	3.424
	Produkt	692	913
Wintergerste	Fläche	3.941	3.137
	Produkt	605	804
Winterroggen	Fläche	3.481	3.005
	Produkt	484	769
Kartoffeln	Fläche	5.428	3.852
	Produkt	653	764
Raps	Fläche	3.817	2.946
	Produkt	1.304	1.549
Ackerbohne	Fläche	3.217	3.929
	Produkt	978	1.335
Erbsen	Fläche	3.209	3.443
	Produkt	961	1.300

¹: IPintensiv = integrierte Produktion - intensiv mit Pflanzenschutz. Quelle: Nemecek et al., 2005.

Software GEMIS (Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme) mit der Version 4.4 die Klimarelevanz von Lebensmittel im Bedürfnisfeld Ernährung die Daten von Taylor (2000) neu kalkuliert. Sie umfassen den gesamten Bereich von der Produktion bis zur Theke. Die Daten zur landwirtschaftlichen Produktion basieren auf den Daten von der Landwirtschaftlichen Beratungszentrale Lindau in der Schweiz (LBL, 1998), da diese Daten zur konventionellen und ökologischen Produktion enthalten. Sie kommen zu dem Schluss, dass Produkte aus ökologischer Produktion weniger Treibhausgase freisetzen (Tabelle 6).

Tabelle 6:

Klimabilanz für pflanzliche Nahrungsmittel aus konventioneller und ökologischer Landwirtschaft beim Einkauf im Handel (g CO₂-Äquivalente kg⁻¹)

	Konventionell	Ökologisch
Gemüse-frisch	150	127
Gemüse-Konserven	509	477
Gemüse-TK ¹	412	375
Kartoffeln-frisch	197	136
Kartoffeln-trocken	3.768	3.346
Pommes-frites-TK	5.714	5.555
Tomaten-frisch	327	226
Brötchen, Weißbrot	655	547
Brot-misch	763	648
Feinbackwaren	931	831
Teigwaren	914	766

¹ Tiefkühlkost
 Quelle: Fritsche & Eberle, 2007.

Hülsbergen und Küstermann (2007) untersuchten mit Hilfe des Programms REPRO 28 Betriebe in Süddeutschland (ökologisch n = 18, integriert n = 10) mit dem Ergebnis, dass das Treibhauspotenzial der ökologisch wirtschaftenden Betriebe mit 918 kg CO₂-Äquivalenten ha⁻¹ niedriger war als das der integriert bewirtschafteten mit 2.618 kg CO₂-Äquivalente ha⁻¹. Bezogen auf die produzierte Tonne fielen die Unterschiede zwar deutlich geringer aus, aber immer noch zu Gunsten der ökologisch wirtschaftenden Betriebe (274 kg CO₂ eq t⁻¹ vs 370 kg CO₂ eq t⁻¹). Ebenfalls konnten sie einen linearen Zusammenhang zwischen Energieinput und Treibhauspotenzial nachweisen, der vor

allem auf die steigenden N₂O- und CO₂-Emissionen durch den zunehmenden Mineral-N- und Energieinput bei konventioneller Bewirtschaftung zurückzuführen ist. Der Zusammenhang wird jedoch außerordentlich stark von den aus dem Humusaufbau bzw. -abbau abgeleiteten CO₂-Äquivalenten bestimmt. Würden diese unberücksichtigt bleiben, so würde - wie am Beispiel des Versuchsbetriebes Scheyern ausgeführt - das Treibhauspotenzial der ökologischen Fruchtfolge deutlich ansteigen, während dies für die integrierte Fruchtfolge verringert würde (Hülsbergen und Küstermann, 2007).

Bei der Bewertung von Grünland bzw. dessen Produkten, aber auch des Maisanbaus kommen die Studien zu einem verringertem Treibhauspotenzial zu Gunsten der ökologischen Bewirtschaftung sowohl in Bezug auf die Fläche als auch auf die Produkteinheit. Nemecek et al. (2005) kommen zu einer gleichen Einschätzung, unabhängig von der Intensitätsstufe, die sich in erster Linie auf die Anzahl der Nutzungen pro Jahr bei daran angepasster Düngungsintensität bezieht (Tabelle 7).

Entscheidenden Einfluss, vor allem auf die N₂O-Emissionen, hat die Düngung. Nachgewiesen wurde, dass diese bei mineralischer Düngung oftmals höher ist als bei organischer Düngung (Dittert et al., 2005; Lampe et al., 2006). Dies ist dadurch begründet, dass mineralisch gedüngter Stickstoff sofort für die Mikroorganismen verfügbar ist, während der verfügbare Anteil von Gülle-N nur bei ca. 50 % NH₄-N liegt.

Wagner-Riddle et al. (1997) ermittelten für eine Testfläche in Kanada deutlich erhöhte N₂O-Emissionsraten nach dem Umbruch von Luzerne. Dies deckt sich mit den Ergeb-

Tabelle 7:

Bewertung der Klimarelevanz verschiedener Kulturen bezogen auf die Fläche (kg CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹) bzw. auf die Produkteinheit (g CO₂-Äq. kg⁻¹ TS⁻¹)

	Bezugseinheit	Konventionell	IPint bzw. RS	Biologischer Landbau	Quelle
Grassilage	Fläche	2.130	1.040	631	Bockisch et al., 2000
	Produkt	243 80	119	91 17	Bockisch et al., 2000 Taylor, 2000
Heu	Fläche	2.236	1.146	706	Bockisch et al., 2000
	Produkt	255 106	131	102 48	Bockisch et al., 2000 Taylor, 2000
Weidegras	Fläche	1.943 3.189	853 3.016	486 1.778	Bockisch et al., 2000 Nemecek et al., 2005 ¹
	Produkt	221 38,6	98 36,5	70 32,3	Bockisch et al., 2000 Nemecek et al., 2005 ²
Maissilage	Fläche	1.927	4.247 1.136	3.108 847	Nemecek et al., 2005 Bockisch et al., 2000
	Produkt	147 103	247 87	226 87	Nemecek et al., 2005 Bockisch et al., 2000 Taylor, 2000

¹ Varianten nach Nemecek et al., 2005: Konventionell: Gras_Int_T, Integriert: Gras_Int_T_50K, Bio: Gras_M.Int_T_Bio

² in CO₂-Äquivalente MJ NEL⁻¹

IPint = Integrierte Produktion mit intensiven Pflanzenschutz (vgl. Nemecek et al., 2005; RS = Ressourcenschonend = konventionelle Bewirtschaftung, Anrechnung und Rückführung des Wirtschaftsdüngers und überwiegende Erzeugung eigenen Kraftfutters (vgl. Bockisch et al., 2000)

nissen von Flessa et al. (2002), die ebenfalls für das Jahr nach dem Leguminosenumbruch auf verschiedenen Testflächen erhöhte N₂O-Emissionen (Tabelle 8) ermittelten. Direkte N₂O-Emissionen während der Wachstumsperioden der Leguminosen waren jedoch vergleichsweise gering.

Tabelle 8:
N-Emissionen aus unterschiedlichen Kulturen

Kultur	Düngegabe	N ₂ O-Emission (kg ha ⁻¹ a ⁻¹)
Lupine	ungedüngt	2,1 - 2,4
Sonnenblumen nach Leguminosenumbruch	50 kg als Festmist	9,4 - 12,9
Sonnenblumen mit Kleeuntersaat nach Leguminosenumbruch	ungedüngt	12,0
Weizen nach Leguminosenumbruch	ungedüngt	7,4
Weizen	190 kg Mineraldünger	9,6 - 5,8
Weizen	90 kg Mineraldünger	1,8 - 3,6

Quelle: Flessa et al. (2002).

N₂O- und CH₄-Emissionen sind besonders hoch bei Beweidung. Dabei werden die CH₄-Emissionen besonders durch die Kotflecken verursacht, die extrem hohen N₂O-Emissionen dagegen sind auf die Harnabgabe und die dadurch verursachten hot-spots zurückzuführen (Flessa et al., 1996; Anger et al., 2003). Die gesamten N₂O-Verluste belaufen sich auf 3,2 % des ausgeschiedenen Stickstoffs. Flessa et al. (1996) kommen zu dem Schluss, dass die von den Weidetieren abgegebenen Exkremente eine der wichtigsten Quellen der N₂O-Emissionen darstellen, wobei die Größenordnung bisher deutlich unterschätzt wurde.

3.2 Tierhaltung

Die für einen Systemvergleich zwischen ökologischer und konventioneller Milcherzeugung notwendigen Studien liegen bisher nur sehr begrenzt vor. Es gibt nur wenige Arbeiten, welche die gesamte Produktionskette inklusive der vor- und nachgelagerten Bereiche beleuchten.

Aus den Kalkulationen mit dem Datenbank-Modul GEMIS, Version 4.4, (Fritsche & Eberle, 2007) wird ersichtlich, dass die Emission von klimarelevanten Gasen bei tierischen Produkten wesentlich höher als bei pflanzlichen Produkten ausfällt (Tabelle 9, Tabelle 6).

In der DEFRA-Studie (Williams et al., 2006) wird deutlich, wie wichtig die Definition der Systemgrenzen ist. So ist die Ökologische Fleischproduktion im Widerspruch zu vielen anderen Studien stärker klimarelevant als die konventionelle Produktion (bis auf Schweinefleisch) (Tabelle 10).

Wie wichtig die Betrachtungsebene ist, zeigt ein Vergleich der Ergebnisse aus der DEFRA-Studie mit weite-

Tabelle 9:
Klimabilanz für tierische Nahrungsmittel aus konventioneller und ökologischer Landwirtschaft beim Einkauf im Handel (g CO₂-Äquivalente kg⁻¹)

	Konventionell	Ökologisch
Geflügel	3.491	3.033
Geflügel-TK	4.519	4.061
Rind	13.303	11.371
Rind-TK	14.331	12.398
Schwein	3.247	3.038
Schwein-TK	4.275	4.064
Butter	23.781	22.085
Joghurt	1.228	1.156
Käse	8.502	7.943
Milch	938	881
Quark, Frischquark	1.925	1.801
Sahne	7.622	7.098
Eier	1.928	1.539

Quelle: Fritsche & Eberle, 2007.

Tabelle 10:
Energieeinsatz und Beitrag zum Klimawandel bei ökologischer und konventioneller Produktion in Großbritannien bei reduzierter Systembetrachtung (pro t Produkt)

	Eingesetzte Primärenergie, in MJ t ⁻¹	Treibhauseffekt, in CO ₂ -Äquivalent t ⁻¹
Milch		
konventionell	25.200	10.600
ökologisch	15.600	12.300
Rindfleisch		
konventionell	27.800	15.800
ökologisch	18.100	18.200
Schweinefleisch		
konventionell	16.700	6.360
ökologisch	14.500	5.640
Schafffleisch		
konventionell	23.100	17.500
ökologisch	18.400	10.100
Geflügelfleisch		
konventionell	12.000	4.570
ökologisch	15.800	6.680
Eier		
konventionell (Käfig)	13.600	5.250
ökologisch	16.100	7.000

Quelle: Williams et al., (2006).

ren Studien zur Milchproduktion (Tabelle 11). Um die Vergleichbarkeit zu erreichen, wurden die Angaben umgerechnet bzw. Teilbeträge herausgezogen. Da für Ammoniak (indirekt klimarelevant) kein Umrechnungsfaktor in CO₂-Äquivalente gegeben ist, wurde hier auf die Darstellung verzichtet. Die Aussagen im Ergebnisteil beziehen sich immer auf die Produktmenge.

Tabelle 11:

Klimarelevanz der Milchproduktion - Ergebnisse aus verschiedenen Studien

Quelle	Bezugsgröße	Konventionell	Ökologisch	Verhältnis	Anmerkungen
Primärenergieaufwand:					
Abel zit. in Taylor, 2000	MJ t ⁻¹ Milch ⁻¹	2.180	740	2,9 : 1	
Scheitz zit. in Taylor, 2000	MJ t ⁻¹ Milch ⁻¹	3.360	1.640	2,0 : 1	nur Verarbeitung ohne Idw. Erzeugung
Bockisch et al., 2000	MJ Tier ⁻¹	18.675	8.113	2,3 : 1	Leistung 6.000 : 5.000 kg
	MJ t ⁻¹ Milch ⁻¹	2.721	1.474	1,8 : 1	ohne Futterimporte
Haas et al., 20001	MJ t ⁻¹ Milch ⁻¹	2.700	1.200	1,9 : 1	LCA-Methode, Allgäu, Grünland
Grönroos et al., 2006	MJ t ⁻¹ Milch ⁻¹	6.390	4.410	1,4 : 1	incl. Verarbeitung, Finnland
Meul et al., 2007	MJ t ⁻¹ Milch ⁻¹	4.385 2.576	-		ohne Verarbeitung beste Betriebe
CO₂-Emissionen					
Bockisch et al., 2000	kg CO ₂ Tier ⁻¹	1.395	764	1,8 : 1	Leistung 6.000 : 5.000 kg
	kg CO ₂ t ⁻¹ Milch ⁻¹	203	140	1,4 : 1	ohne Futterimporte
Haas et al., 2001	kg CO ₂ t ⁻¹ Milch ⁻¹	177	88	2,0 : 1	LCA-Methode, Allgäu, Grünland
Weiske et al., 2006	kg CO ₂ t ⁻¹ Milch ⁻¹	129	83	1,6 : 1	Modell, 30 % RR
CH₄					
Bockisch et al., 2000	kg CO ₂ e Tier ⁻¹	ohne Angabe	13,96		ohne biogene Quellen
	kg CO ₂ e t ⁻¹ Milch ⁻¹	ohne Angabe	2,52		ohne biogene Quellen
Haas et al., 2001	kg CO ₂ e t ⁻¹ Milch ⁻¹	706	846	1 : 1,20	LCA-Methode, Allgäu, Grünland
Weiske et al., 2006	kg CO ₂ e t ⁻¹ Milch ⁻¹	516	635	1 : 1,23	Modell, 30 % RR
Sneath et al., 2006	kg CO ₂ e t ⁻¹ Milch ⁻¹	9,6	8,1	1,18 : 1	nur Güllelagerung im Keller ohne Respiration
Hensen et al., 2006	kg CO ₂ e Tier ⁻¹ und Tag ⁻¹	16,1 (Gülle) 32,2 (Einstreu)			Farmemissionen: Respiration + Dunglager
N₂O					
Bockisch et al., 2000	kg CO ₂ e Tier ⁻¹	ohne Angabe	10,23		ohne biogene Quellen
	kg CO ₂ e t ⁻¹ Milch ⁻¹	ohne Angabe	2,17		ohne biogene Quellen
Haas et al., 2001	kg CO ₂ e t ⁻¹ Milch ⁻¹	417	365	1,14 : 1	LCA-Methode, Allgäu, Grünland
Weiske et al., 2006	kg CO ₂ e t ⁻¹ Milch ⁻¹	645	676	1 : 1,05	Modell, 30 % RR
Summe in CO₂-Äquivalente					
Abel zit. in Taylor, 2000	kg CO ₂ e t ⁻¹ Milch ⁻¹	611	538	1,13 : 1	
Scheitz zit. in Taylor, 2000	kg CO ₂ e t ⁻¹ Milch ⁻¹	778	691	1,12 : 1	nur Verarbeitung ohne Idw. Erzeugung
Bockisch et al., 2000	kg CO ₂ e t ⁻¹ Milch ⁻¹	keine Angaben	145		ohne biogene Quellen
	kg CO ₂ e t ⁻¹ Milch ⁻¹	keine Angaben	27		aus Kraftfutter
Haas et al., 2001	kg CO ₂ e t ⁻¹ Milch ⁻¹	1.300	1.299	1 : 1	LCA-Methode, Allgäu, Grünland
Casey & Holden, 2005	kg CO ₂ e t ⁻¹ Kraftfutter	1.156			Irland
	kg CO ₂ e t ⁻¹ ECM ⁻¹	1.500			
	kg CO ₂ e t ⁻¹ ECM ⁻¹	195			aus Kraftfutter (13 % Anteil)
Weiske et al., 2006	kg CO ₂ e t ⁻¹ Milch ⁻¹	1.290	1.394	1 : 1,08	Modell, 30 % RR

Folgende Schlussfolgerungen können zur Milchproduktion gezogen werden:

- Es gibt deutliche Unterschiede bei der Bewertung des Primärenergieeinsatzes: Die konventionelle Milcherzeugung verbraucht ca. das Anderthalbfache bis Doppelte an Energie verglichen mit der Öko-Milchviehhaltung. Hauptverursacher ist die Kraftfuttererzeugung bzw. der -einsatz je t Produkt.
- Hinsichtlich der Summe der Emission in kg CO₂-Äquivalenten je t Milch ergibt sich kein deutlicher Vorteil für eine der beiden Varianten.
- Die CO₂-Emissionen spiegeln die Ergebnisse des Primärenergieeinsatzes wider, hier hat der Ökolandbau aufgrund des bevorzugten Einsatzes hofeigenen Kraftfutters Vorteile.
- Die Methanemission je Produkteinheit ist im Ökolandbau höher, bedingt durch die geringere Milchleistung, den dadurch erhöhten Anteil des Erhaltungsbedarfs und den erhöhten Einsatz an Raufutter.
- Die Emissionen an Lachgas unterscheiden sich nicht bedeutsam.

4 Welche Rolle spielt die Tierernährung im Ausstoß von Treibhausgasen?

Wie wichtig die Systembetrachtung ist, zeigt das Beispiel der Tierernährung. Im Bereich der tierischen Erzeugung gilt die Milchviehhaltung als eine bedeutende Quelle von klimarelevanten Gasen. Neben der Freisetzung von CO₂ durch den Betriebsmitteleinsatz zur Erzeugung der Futtermittel und dem Betrieb der Tierhaltungsanlagen spielen die Abgabe von N₂O (Weidehaltung, Lagerung der Abprodukte) und NH₃ (Aufstallung, Lagerung und Ausbringung der Abprodukte) eine Rolle. Am meisten diskutiert wird jedoch die Methanfreisetzung durch den Verdauungsprozess der Wiederkäuer. Dieser ist mit 75 - 83 % an den gesamten CH₄-Emissionen - 84 bis 123 kg pro Kuh und Jahr - beteiligt (Monteny et al., 2006). Der Rest entfällt auf die Lagerung und Ausbringung der Exkremente.

4.1 Wiederkäuer

Das Verhältnis von Grundfutter zu Kraftfutter stellt einen wesentlichen Faktor der Methanogenese dar. Die bisher publizierten Ergebnisse zur Auswirkung des Grundfutter-Kraftfutter-Verhältnisses auf die tierbezogene Methanausscheidung sind widersprüchlich. So beschreiben Hindrichsen et al. (2006) eine höhere CH₄-Emission der Gruppe von Milchkühen, die zusätzlich Kraftfutter erhielten im Vergleich zu der Gruppe mit ausschließlicher Grundfutturaufnahme. Lovett et al. (2003) stellen fest, dass Rationen mit niedrigem Grundfutter-Kraftfutter-Verhältnis bei Mast-

bullen die CH₄-Emissionen reduzieren, wohingegen Boadi et al. (2004b) dabei eine 20%ig höhere CH₄-Emission feststellen. Die Faserverdaulichkeit (NDF und ADF) bei grundfutterorientierter Fütterung von Milchkühen ist höher als bei Zugabe von Kraftfutter (Hindrichsen et al., 2006), wodurch die Methanbildung ansteigt. Allgemein kann man sagen, dass die Kohlenhydrate die größte Rolle für die CH₄-Bildung beim Wiederkäuer spielen (Jentsch et al., 2007). Der Kohlenhydrattyp des Futters (Struktur-Kohlenhydrat oder Nicht-Struktur-Kohlenhydrat) ist entscheidend für die CH₄-Emission (Kebreab et al., 2006). Je mehr Struktur-Kohlenhydrate (Raufutter) vorhanden sind, umso größer ist die CH₄-Bildung. So führen stärkereiche Rationen (weniger Struktur) zu einer erhöhten Propionatbildung. Damit steht kein Wasserstoff für die Methanbildung zur Verfügung, die endogene Methanbildung ist damit verringert. Eine raufutterbasierte Ration fördert die Acetat- und damit die Methanbildung, da genügend Wasserstoff vorhanden ist. D.h. Struktur-Kohlenhydrate führen zu stärkerer Methanbildung als Nicht-Struktur-Kohlenhydrate.

Eine Vielzahl von Autoren verweisen deswegen für eine angestrebte Senkung der endogenen Methanausscheidungen auf verstärkte Kraftfutterfütterung. Die direkte tierbezogene CH₄-Emission kann sicherlich durch höhere Anteile an Kraftfutter gesenkt werden. Es wird aber ignoriert, dass dadurch eine verstärkte Methanogenese in der Gülle statt findet. Es kommt zu einer Verschiebung der Fermentation vom Pansen und Dünndarm in den Dickdarm und die Gülle (Veränderungen in der Mikrogenpopulation in den einzelnen Abschnitten des Verdauungstraktes).

Auch die Fütterung mit Maissilage beeinflusst die Methanbildung, einerseits wird die Methanogenese durch die höhere Passagerate im Verdauungstrakt herabgesetzt (Hindrichsen et al., 2006), andererseits gelangt dadurch mehr Faser in die Gülle und steht dort den Mikroben für die Fermentation zur Verfügung. Damit steigt die CH₄-Emission aus der Gülle. Von Hindrichsen et al. (2004) wird beschrieben, dass die Lignifizierung der Faser die CH₄-Bildung dadurch reduziert, dass die Nährstoffverfügbarkeit für die Mikroben eingeschränkt ist und somit die Methanogenese beeinträchtigt wird. Weiterhin fördert die Supplementierung mit höheren Nicht-Cellulose Polysacchariden (z. B. Guar Gum) die Propionat-bildenden Mikroben, wodurch wiederum Wasserstoff verbraucht wird und nicht für die Methanogenese zur Verfügung steht. Zucker fördern dagegen die Butyratproduktion auf Kosten der Propionatbildung und somit steht der Wasserstoff für die Methanogenese zur Verfügung (Hindrichsen et al., 2004), was in einer höheren Methanbildung resultiert.

Nicht nur das Grund- zu Kraftfutterverhältnis oder der Kohlenhydrattyp des Kraftfutters beeinflussen die Methanogenese im Tier bzw. in den tierischen Ausscheidungen, sondern auch die ruminale Verdaulichkeit (Hindrichsen et

al., 2006). So führt der Ersatz von Stärkequellen zu einer geringeren Verdaulichkeit (Maiskörner, native Maisstärke) durch gut-verdauliche Quellen (Maisflocken -dampfaufgeschlossen, Gerste) zu einer Erhöhung der Methanogenese im Tier.

Nicht vergessen werden darf z.B. die Freisetzung klimarelevanter Gase bei der Herstellung der Kraftfutterkomponenten, die bisher in keiner Studie zur Wirkung der Fütterung auf den Klimawandel bewertet werden (Boadi et al., 2004a).

Das Weidemanagement kann auch zur Senkung der Methanemissionen beitragen. So führt das Weiden von Mastbullen auf hoch-qualitativen Weiden (intensive Produktionssysteme) zur Reduktion der Methanogenese um bis zu 22 % (DeRamus et al., 2003).

4.2 Monogastrier

Die vorliegende Literatur zum Beitrag der Monogastrier an der Klimagasbildung ist deutlich geringer, da ihr Anteil auf lediglich 10 % an der CH_4 -Bildung geschätzt wird (Kebreab et al., 2006). Die Methan-Bildung findet vornehmlich im Colon statt und hängt stark von der Aufnahme an NSP (non-starch polysaccharides) ab. So ist die CH_4 -Bildung bei höherer NSP-Aufnahme erhöht. Rationen mit einem hohem NDF-Gehalt (Rübenschnitzel) führen beispielsweise zu einer höheren CH_4 -Bildung als Rationen mit geringeren NDF-Gehalten (z.B. Weizen) (Galassi et al., 2004).

Die Zusammensetzung und die Menge an fermentierbarer Faser beeinflusst die Mikrobienzusammensetzung und damit das Muster an flüchtigen Fettsäuren im Dickdarm, welches wiederum für die CH_4 -Bildung entscheidend ist. Es existiert ein linearer Zusammenhang zwischen der CH_4 -Bildung und dem Anteil fermentierbarer Faser. Mit steigendem Anteil fermentierbarer Faser steigt die CH_4 -Bildung. Beim Monogastrier ist die Proteinzufuhr ein weiterer wichtiger Punkt bei Betrachtung der Klimarelevanz, wobei hier Stickstoff die größte Rolle spielt. So führt eine um 20 % geringere Proteinzufuhr zu einer Reduzierung von 30 % der N-Exkretion.

Es existieren verschiedene Modelle zur Kalkulation des Einflusses der Fütterung, der Futterart etc., bisher aber kein einheitliches Bewertungssystem (Ellis et al., 2007; Jentsch et al., 2007) an dem systemübergreifend gearbeitet werden muss.

5 Wo und wie können die Treibhausgas-Emissionen reduziert werden?

Gegenwärtig werden statistisch in Deutschland pro Einwohner und Jahr ca. 1,6 Tonnen CO_2 -Äquivalente durch Lebensmittelproduktion und -konsum (Bedürfnisfeld Ernährung für das Konsumjahr 2000) freigesetzt (Wieg-

mann et al., 2005; ÖKO, 2007). Bei einer Umstellung der Ernährung auf Lebensmittel aus regionaler, saisonaler und ökologischer Produktion sowie mit weniger Fleisch kann die Pro-Kopf-Emission in Deutschland bereits erheblich reduziert werden. Dieses reicht sicher nicht aus, wäre aber ein wichtiger Beitrag.

Durch die Umstellung von 20 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche inkl. Tierhaltung auf den Ökologischen Landbau hat Offermann (2003) für die EU eine Reduktion von 3 % Treibhausgasen (CO_2 -Äquivalente) errechnet (-2 % CH_4 , -12 % CO_2 , -15 % N_2O). Diese Kalkulationen beruhen aber auf unsicheren Daten und sind deswegen mit Vorsicht zu interpretieren.

Dass sich Ertragssteigerungen bei angemessener Steigerung der Mechanisierung positiv auf eine Reduzierung des Treibhauspotenzials (pro Produktionseinheit) auswirken, zeigen die Ergebnisse der Monte-Carlo-Simulation von Nemecek et al. (2005). Sie kommen auf Korrelationskoeffizienten von -0,72 beim Ertrag und 0,11 bei der Mechanisierung. Somit sollte auch der Ökologische Landbau ein klares Bekenntnis zur Leistungssteigerung abgeben.

Bei zunehmender Flächenkonkurrenz wird Grünland umgebrochen und als Ackerland genutzt (z.B. zur Biomassenutzung von Mais oder Raps). Hierdurch wird CO_2 freigesetzt (Hoffmann et al., 2001). Seit der Wende 1990 hat die Dauergrünlandfläche um 736.000 ha abgenommen, im letzten Jahr (2006) nochmals um 47.300 ha (BMELV, 2007).

Während es im integrierten Anbau weiterhin eine Input-orientierte Optimierung geben muss, um die Öko-Effizienzen zu verbessern, muss der Ökologische Landbau dagegen eine Output-Optimierung durch ein höheres Ertragsniveau anstreben, vor allem in den Getreidekulturen und Kartoffeln. Das heißt Optimierung von Nährstoff-Management, Stärkung der Konkurrenzkraft der Kulturpflanzen und bessere Sortenwahl. Nemecek et al. (2005) schlagen für alle Landbausysteme für den Ackerbau und die Grünlandnutzung zahlreiche weitere Einzelmaßnahmen vor:

- besseren Maschinenausnutzung,
- Einsatz von reduzierten Bodenbearbeitungsverfahren,
- emissionsmindernde Maßnahmen bei der Düngerausbringung oder
- verbesserter Pflanzenschutz durch Prognosesysteme, Reduzierung der Wirkstoffmengen und resistente Sorten etc..

5.1 Potential der Bindung von CO_2 in Böden durch Humusaufbau

Ein wichtiger Faktor der betrieblichen Beeinflussung der Treibhausbelastung stellt die Humuswirtschaft dar (Mäder

et al., 2002; Capriel P., 2006; Hoyer et al., 2007). Die rechtlichen Vorgaben im Rahmen des Cross Compliance reichen hier nicht aus.¹ Hier hat der ökologische Landbau systemimmanente Vorteile, z.B. in der Fruchtfolge mit Humus aufbauenden Kulturen (Wetterich & Haas, 2000; Stolze et al., 2000; Haas et al., 2001).

Der Gehalt an organischem C (C_{org})² im Boden ist durch seine Bewirtschaftung determiniert (Penman et al., 2003). Mit Hilfe der Humusbilanz wird überprüft, ob zwischen den humusaufbauenden und humusabbauenden Prozessen in Ackerböden ein Fließgleichgewicht besteht. Eine ausgeglichene Humusbilanz (Saldo ca. ± 0 ; Versorgungsgrad des Bodens mit organischer Primärsubstanz ca. 100 %) lässt auf eine Erhaltung des Humusvorrates im Sinne einer nachhaltigen Produktion schließen. Angestrebt wird ein Fließgleichgewicht von Mineralisation und Humifizierung im Bereich des standort- und bewirtschaftungsspezifischen Optimalgehaltes des Bodens an Humus (Leithold, 2003).

Die heute formulierten standortbedingten Maximalgehalte an Humus im Boden, bei deren Überschreiten es zu unkontrollierten Stickstoffverlusten aus dem Boden kommt, gelten nicht für den Ökologischen Landbau. Hier werden eigene Grenzwerte und eine Anpassung der Humusproduktionsfaktoren gefordert (Körschens et al., 2005; Leithold und Brock, 2006). Nach Leithold (2003) beobachteten Versuchsansteller, dass die Beziehung zwischen Humusgehalt und Ertrag umso enger ist, je weniger Mineraldüngerstickstoff zum Einsatz kam. Daraus wurde geschlossen, dass unter Bedingungen des Ökologischen Landbaus ein höherer Humusvorrat gegenüber konventionell bewirtschafteten Böden möglich und erstrebenswert ist. Ein höherer Humusgehalt im Vergleich zur konventionellen Bodennutzung erlaubt die Realisierung höherer Grunderträge (Bodenleistung) und kompensiert so teilweise Ertragsverluste infolge Nichtanwendung von Mineraldüngerstickstoff. Zahlreiche Studien geben Beispiele für eine erfolgreiche Humusanreicherung in Böden unter ökologischer gegenüber konventioneller Bewirtschaftung (Fließbach et al., 2006; Munro et al., 2002). Feldstudien zum Vergleich praktischer Betriebe zeigen aber oft keine systematischen Unterschiede auf (Capriel, 2006; Hoyer et al., 2007).

Die Schwierigkeiten, Unterschiede der Humusgehalte in ökologischen gegenüber konventionell genutzten Ackerböden systematisch nachzuweisen, liegen darin, dass der Humusgehalt von systemübergreifenden Faktoren beeinflusst wird. Dazu zählen Fruchtfolgegestaltung, das Ma-

nagement der organischen Rückstände des Ackerbaus und die Bodenbearbeitung. In Source/Sink-Szenarien kann anhand des Auf- oder Abbaus der C_{org} -Gehalte in Böden direkt auf die klimarelevante CO_2 -Bilanz der Böden bei unterschiedlicher Bewirtschaftung geschlossen werden (Post, 2006).

Nach den IPCC-Richtlinien zur Kalkulation der Effekte der Landbewirtschaftung auf die C_{org} Gehalte von Böden verschiedener Klimaregionen (Penman et al., 2003) kann der Auf- oder Abbau von C_{org} in Ackerböden bei unterschiedlicher Landbewirtschaftung abgeschätzt werden. Als Einflussfaktoren werden die Bodenbearbeitung und das Reststoffmanagement von Ernterückständen auf den Flächen genutzt. Die Faktoren zeigen, dass geringe Bodenbearbeitungsintensität und hoher Input an organischen Rückständen den C_{org} -Gehalt des Bodens deutlich fördern (Tabelle 12).

Tabelle 12:

Faktoren zur Kalkulation der Entwicklung des C_{org} -Pools im Boden

Referenzwerte [t ha ⁻¹ C]	95 HAC ¹ Böden	71 Sandböden
	Faktoren	
Landnutzung	0,71 > 20 Jahre Ackernutzung	
Bodenbearbeitung	1,0 wendend, < 30 % Reststoffbedeckung zur Saat	
	1,09 flach lockernd, > 30 % Reststoffbedeckung zur Saat	
Reststoffmanagement	1,16 Mulchsaat	
	0,9 geringe Rückfuhr	
	1,0 mittel, alle Ernterückstände zurück	
	1,11 Input hoch, ohne Wirtschaftsdünger, mit Zwischenfrüchten Grünbrachen	
	1,38 Input hoch, mit Wirtschaftsdünger, mit Zwischenfrüchten, mit Grünbrachen	
1 high activity clay Quelle: Penman et al. (2003).		

In ökologisch wirtschaftenden Betrieben wird in der Regel eine wendende Bodenbearbeitung durchgeführt (Rahmann et al., 2004). Dies ist ähnlich wie bei der überwiegenden Anzahl konventioneller Betriebe. Ebenso ist der Faktor Landnutzung in beiden Systemen gleich. Beim Reststoffmanagement gibt es jedoch deutliche systembedingte Unterschiede zwischen den Landbauformen. Ökologische Betriebe weisen hier durch den typischen Leguminosenbau, die Grünbrache, den Zwischenfruchtanbau und die Etablierung von Untersaaten bessere Voraussetzungen zur Humusanreicherung in Böden auf als konventionelle Betriebe, die nicht auf Gründungsmaßnahmen angewiesen sind.

In Abbildung 1 ist der Beitrag des unterschiedlichen Reststoffmanagements zur C-Bilanz von Böden dargestellt. Ein C_{org} -Vorrat im Boden von 67 t ha⁻¹ entspricht dabei ei-

¹ Zum Beispiel die Vermeidung von Humusabbau: Konsequenzen gibt es erst, wenn die betriebliche Humusbilanz im Durchschnitt von 3 Jahren einen Wert von $-75 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ überschreitet.

² Humusgehalte von Böden bzw. die Gehalte an organischer Substanz werden per Division durch 1,724 in C_{org} umgerechnet (Benzler et al., 1982). Der stöchiometrische Umrechnungsfaktor von C zu CO_2 ist 44/12.

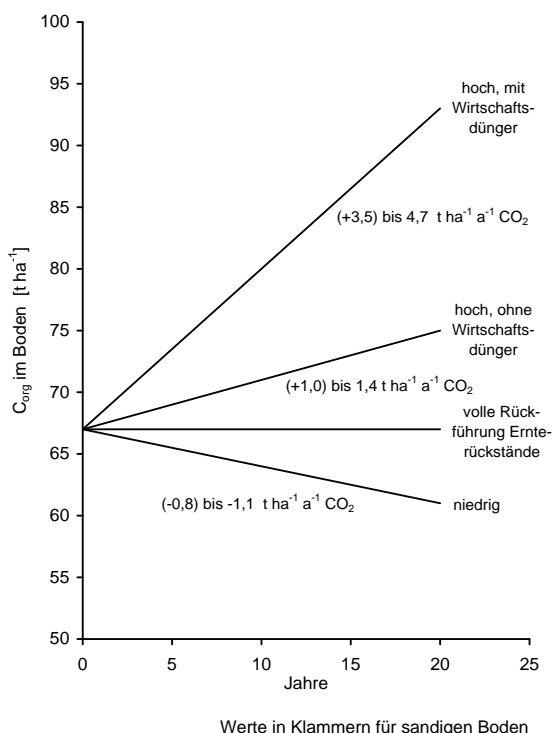


Abbildung 1:

Aufbau von organischer Bodensubstanz und CO₂- Bindung in Böden gemäßigt feuchter Klimate in 20 Jahren durch unterschiedliches Reststoffmanagement kalkuliert nach IPCC Good Practice Guidance for LULUCF (Penman et al., 2003)

nem C_{org}-Gehalt im Boden von ca. 1,6 % (30 cm Schicht, Bodendichte 1,4 g cm⁻³).

Der C_{org}-Gehalt der Böden steigt bei den Bewirtschaftungsvarianten mit intensiver Zufuhr von Ernterückständen

den und Gründüngung je nach Bewirtschaftungsvariante in 20 Jahren gegenüber der mittleren Variante um 8 - 26 t ha⁻¹ an. Das bedeutet eine jährliche CO₂-Bindung von 1,4 - 3,7 t ha⁻¹. Auf sandigen Böden steigt der C_{org}-Gehalt der Flächen bei diesen Varianten im Kalkulationszeitraum von 20 Jahren um 6 bis 20 t, gegenüber der Variante mit mittlerer Rückfuhr der Reststoffe an. Es würden auf diesen Ackerflächen 1 bis 3,5 t ha⁻¹a⁻¹ CO₂ mehr gebunden werden. Bei der Variante mit geringer Rückfuhr von Ernterückständen kommt es zu Humusabbau und zu CO₂-Verlusten aus der Fläche.

In Dauerfeldversuchen in Bad Lauchstädt und Müncheberg wurden in 51 Jahren der C_{org}-Gehalt des Bodens (0 - 20 cm) um ca. 0,15 % bzw. 0,2 % angehoben (Post, 2006). Küstermann et al., 2007 fanden in Systemvergleichen, dass ökologische Betriebe im Mittel jährlich 402 kg CO₂ ha⁻¹ im Humus speichern (Spannweite: -1.830 bis +489, Tabelle 13). Nach den Autoren stellt die Humusanreicherung im Boden den maßgeblichen Grund für die flächenbezogene Nettoentlastung der Atmosphäre mit Treibhausgasen bei ökologischer Bewirtschaftung gegenüber konventionellen Vergleichssystemen dar.

Die Änderung der C-Gehalte im Boden muss jedoch temporär betrachtet werden, bis sich ein standort- und bewirtschaftungstypisches neues Humusniveau ausgebildet hat. Der Zeitraum für die Herausbildung eines neuen Equilibriums liegt unter mitteleuropäischen Bedingungen bei 100 Jahren. Landbewirtschaftungssysteme werden daher nicht als dauerhafte CO₂-Senke sondern als temporärer Entlastungsmechanismus auf dem Weg zu einer dauerhaften Nettoentlastung der Atmosphäre angesehen werden (Smith, 2005).

Tabelle 13:

Kennzahlen zum Stoff- und Energiehaushalt, zur C Sequestrierung und Treibhausgasemissionen im Pflanzenbau der Untersuchungsbetriebe

Parameter	ME	Ökologische Betriebe (n = 18)			Integrierte Betriebe (n = 10)		
		Scheyern	Mittel	(Min - Max)	Scheyern	Mittel	(Min - Max)
Energie-Input	GJ ha ⁻¹	5,9	5,4	(4,1 - 7,8)	14,0	11,9	(9,5 - 15,0)
N-Input	kg N ha ⁻¹	185	149	(108 - 227)	275	240	(193 - 304)
TM-Ertrag	t ha ⁻¹	6,5	3,6	(2,0 - 7,7)	14,5	7,5	(4,5 - 9,0)
Output/Input-Verhältnis		18,0	12,4	(6,0 - 19,3)	11,1	11,9	(6,1 - 16,2)
Treibhauspotential							
CO ₂ -Emission (Energie-Input)	kg CO ₂ eq ha ⁻¹	504	451	(320 - 750)	1.220	1.018	(819 - 1.215)
C-Speicherung im Humus*	kg CO ₂ eq ha ⁻¹	-1.350	-402	(-1830 - 489)	910	202	(-659 - 638)
N ₂ O-Emissionen	kg CO ₂ eq ha ⁻¹	1.227	869	(631 - 1322)	1.317	1.398	(1.123 - 1.771)
Treibhauspotential	kg CO ₂ eq ha ⁻¹	323	918	(106 - 1875)	3.697	2.618	(1.878 - 3.112)
Treibhauspotential	kg CO ₂ eq t ⁻¹	50	274	(23 - 431)	255	370	(271 - 388)

* Positive Werte bedeuten einen Humusabbau und die Abgabe von im Boden gebundenem C an die Atmosphäre, negative Werte einen Humusaufbau und die Rückbindung von C aus der Atmosphäre in den Boden.
 Quelle: Nach Küstermann et al., (2007).

Nach Rühling et al. (2005) änderte sich der C_{org} -Gehalt der Böden des Dauerfeldversuches auf dem Versuchsgut Scheyern im Verlaufe 10-jähriger Bewirtschaftung um $+0,18 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ($-0,66 \text{ t CO}_2 \text{ a}^{-1}$) bei ökologischer Bewirtschaftung; $n = 106$) gegenüber $-0,12 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ($+0,44 \text{ t CO}_2 \text{ a}^{-1}$) bei integrierter Bewirtschaftung; $n = 116$). Smith (2005) gibt das Potential des Ökologischen Landbaus zur Kohlenstoff-Sequestrierung mit $0 - 0,54 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ C}$ ($0 \text{ bis } -1,98 \text{ t a}^{-1} \text{ CO}_2$). Die Werte für den Ökologischen Landbau liegen damit im Bereich der in Abbildung 1 genannten Steigerungsraten zwischen den Systemen mit mittlerem und hohem Input organischer Reststoffe auf die Flächen. Diese Abschätzungen und Messungen werden durch eine rein stöchiometrische Berechnung der CO_2 -Bindung von Böden durch langfristigen Humusaufbau anhand der C_{org} -Gehalte von Böden bestätigt. Pro 1/10 Promille Steigerung des C_{org} -Gehaltes im Boden ergibt sich hier eine CO_2 -Bindung von ca. $1,4 - 1,7 \text{ t ha}^{-1}$. Diese Bandbreite gilt für mittlere Lagerungsdichten der Bodenschicht von $0 - 30 \text{ cm}$ zwischen $1,3 - 1,5 \text{ g cm}^{-3}$ (Abbildung 2).

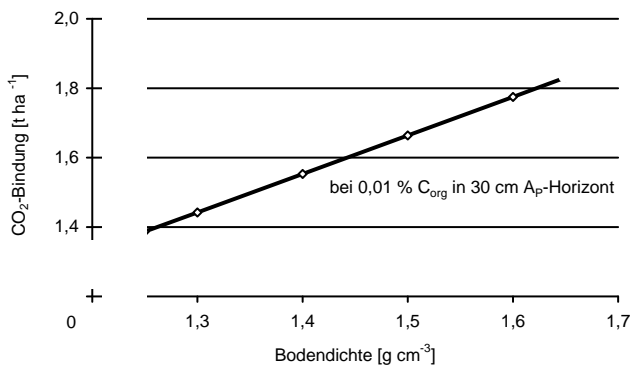


Abbildung 2:
Stöchiometrische Berechnung der CO_2 -Bindung von 0,01% C_{org} im Boden bei verschiedenen Bodendichten

Eine systematische Steigerung der C_{org} -Gehalte von ökologisch bewirtschafteten Böden in der Größenordnung von 0,01 bis 0,1 % gegenüber konventionell bewirtschafteten Flächen mit mittlerer Rückführung organischer Substanz erscheint aufgrund der genannten Quellen realistisch. Die Umstellung konventioneller Betriebe auf Ökologischen Landbau würde, konservativ abgeschätzt, mit 50 % der CO_2 -Bindung durch Humusaufbau aus Abbildung 2, in einem Planungszeitraum von 10 - 20 Jahren zu einer zusätzlichen CO_2 -Bindung von 7 bis 17 t ha^{-1} führen.

5.2 Tierhaltung

Es liegen einige Untersuchungen zur Reduzierung der Emissionen bei der Dunglagerung und -ausbringung vor (z.B. Casey et al., 2005; Monteny et al., 2006; Sneath et

al., 2006; Weiske et al., 2006; Hüther, 1999), die sowohl in der konventionellen als auch der ökologischen Milchviehhaltung Anwendung finden können. Weidehaltung per se muss nicht zu erhöhten Emissionen führen, wenn eine höhere Verdaulichkeit des Futters gegeben ist und durch eine verbesserte Tiergesundheit die Remontierungsrate gesenkt werden kann. Dies gilt auch für die Bereitstellung von Ausläufen.

Die erhöhten Methanemissionen je Produkteinheit sind der kritische Punkt bei der Ökologischen Milchviehhaltung - hier sollten Verbesserungen zuerst ansetzen. Dieses wären vor allem die verbesserte Futtergrundlage, Leistungssteigerungen auf ein zu definierendes Optimum, das beste Tiergesundheit sichert und die Remontierungsrate reduziert. Auch Optimierungen in der Gestaltung der Haltungsumwelt können helfen, um Produktionskrankheiten und damit vorzeitige Abgänge zu vermeiden (Sundrum, 2002).

Die Tierernährung hat Einfluss auf die Ausscheidungen von CO_2 , CH_4 , N_2O , NH_4 , P und K. Daraus ergeben sich Interventionsmöglichkeiten, um die Umweltschäden zu reduzieren. Eine Optimierung ist möglich über (Tamminga, 2003):

- Senkung der Tierzahl, gleichzeitige Erhöhung der Langlebigkeit (insbesondere bei Milchkühen) bzw. Erhöhung der Wurfgrößen bei Sauen, Verringerung der Mortalität und Erhöhung der Produktivität,
- Verbesserung der Verwertung, dies trifft im Besonderen auf die Proteinverwertung bei Monogastrier zu, z.B. über Phasenfütterung, verbesserte Proteinqualität durch Auswahl einer optimalen Kombination von Futterkomponenten für Schwein und Geflügel,
- Einsatz stärkereicherer Rationen bei Wiederkäuern, um die Bildung von Propionsäure zu fördern oder Zusatz von Fett, der ebenso die Methan-Bildung im Gastro-Intestinal-Trakt senkt.

Im Ökologischen Landbau wird eine größtmögliche Rückführung von organischen Stoffen und Nährstoffen innerhalb des Systems Boden-Pflanze-Tier angestrebt. Die Anzahl der gehaltenen Tiere ist auf ein Maß begrenzt, bei dem die Versorgung der Tiere durch im Betrieb erzeugte Futtermittel möglich ist. Aus diesem Grund ist im Ökologischen Landbau der Tierbesatz pro Flächeneinheit in der Regel geringer als in konventionell bewirtschafteten Viehbetrieben. Im Zuge der MIDAIR-Studie der Europäischen Union (2001) wurden Betriebsdaten von 15 konventionellen und ökologischen Betrieben in mehreren europäischen Staaten analysiert und miteinander verglichen. Der generell geringere Tierbesatz in den Ökobetrieben geht mit geringeren N-Überschüssen einher (Abbildung 3). Zwischen den N-Überschüssen und der Menge an emittierten Treib-

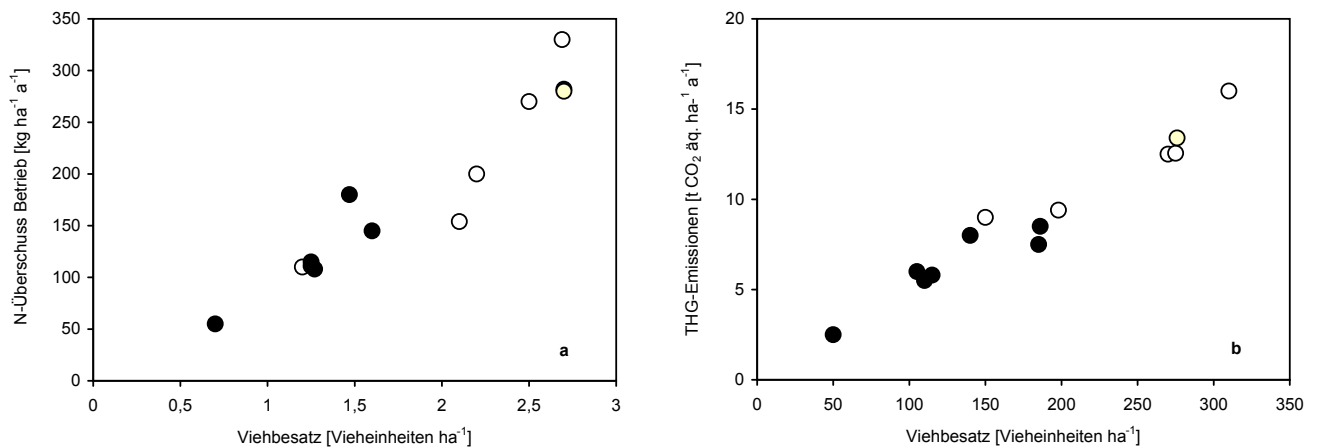


Abbildung 3:

N-Überschüsse in Abhängigkeit vom Tierbesatz (a) und Treibhausgasemissionen in Abhängigkeit vom N-Überschuss (b) in ökologischen und konventionellen Milchviehbetrieben (MIDAIR, 2001). Ausgefüllte Kreise: ökologische Betriebe

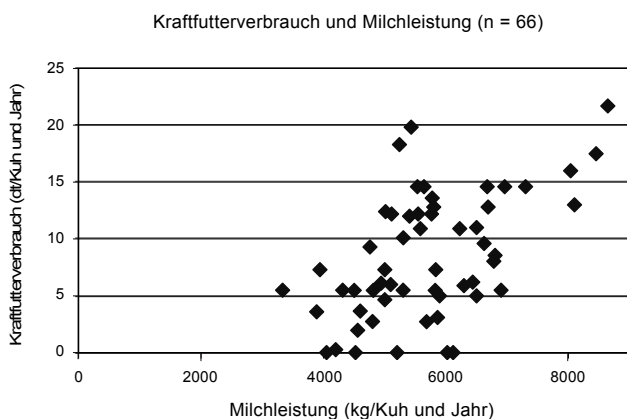
hausgasen besteht eine enge Korrelation. Bei Umstellung von konventioneller zu ökologischer Bearbeitung ist daher mit einem deutlichen Rückgang der Lachgas- und Methanemissionen pro ha Betriebsfläche zu rechnen.

Die Klimawirkung der Ökologischen Milchproduktion ist nicht befriedigend. In einer Studie von Rahmann et al. (2004) wurde festgestellt, dass es erhebliche Leistungsunterschiede bei sehr unterschiedlichem Kraftfuttereinsatz gibt (Abbildung 4). Es gibt Betriebe, die gar kein Kraftfutter füttern und trotzdem über 6.000 kg Milch pro Jahr und Kuh produzieren.

Auf die Milchmenge bezogen (vgl. Tabelle 10) können bei optimierter Bilanzierung oder bei Einführung eigener Kraftfuttererzeugung und bei Anrechnung und Nutzung des Wirtschaftsdüngers in der konventionellen Milchpro-

duktion günstigere Werte für die CO₂-Emission erreicht werden. Jedoch bleiben die produktgebundenen CH₄- und N₂O-Emissionen der ökologischen Milchviehhaltung deutlich unter denen der konventionellen Systeme. In der Schweineproduktion werden durch die Verwendung von betriebseigenem Kraftfutter sowie durch den Ersatz von Mineraldünger, durch Anrechnung und Rückführung von Wirtschaftsdünger bzw. durch unterschiedliche Ansätze zur Berechnung der Emissionsfaktoren für die verwendeten Kraftfutterkomponenten niedrigere tier- und produktgebundene CO₂-Emissionen in den entsprechenden konventionellen Verfahren erreicht. Verglichen mit rein mineraldüngerbasierten Systemen mit Kraftfutterzukauf, weist die ökologische Schweinemast tier- und produktbezogen hinsichtlich der CO₂-Emissionen deutlich günstigere Werte auf. Die Ergebnisse zeigen, dass die auf das Tier oder das tierische Produkt bezogene Energie- und CO₂-Bilanz im konventionellen Landbau maßgeblich durch die hofeigene Kraftfuttererzeugung und den Ersatz von Mineraldünger durch Wirtschaftsdünger verbessert werden kann. Eine konsequente Umsetzung der Maßnahmen im konventionellen Landbau birgt daher großes Potential zur Einsparung von Treibhausgasemissionen.

Ein großer Teil des in der Landwirtschaft emittierten Methans entstammt der Lagerung von Wirtschaftsdünger. Da im Ökologischen Landbau Haltungssysteme vorgeschrieben sind, bei denen höchstens 50 % des Stalles mit Spaltenböden ausgestattet sein dürfen und außerdem Liegebereiche mit ausreichender Einstreu vorhanden sein müssen, ist bei Umstellung mit einem Rückgang der Gülleproduktion und einem erhöhten Anfall an Festmist zu rechnen. Tendenziell ist dadurch nach den Ergebnissen von Hüther (1999) mit erhöhten Ammoniak- und Lachgasemissionen und geringeren Methanemissionen zu rechnen.



Quelle: Rahmann et al. (2004).

Abbildung 4:

Milchleistung und Kraftfutterverbrauch auf zufällig ausgewählten Ökologischen Milchviehbetrieben im Milchjahr 2002/03

Die Behauptung aus der klassischen Tierernährung, dass Kühe mit niedriger Leistung mehr klimarelevantes Gas pro kg Milch ausstoßen, ist sicherlich korrekt. Dabei ist aber die unterschiedliche Klimarelevanz der eingesetzten Futtermittel nicht beachtet. Die geringeren Milchleistungen im Ökologischen Landbau sind vor allem durch den erhöhten Raufuttereinsatz verursacht.³ Das in der Regel betriebseigen produzierte Raufutter hat eine wesentlich niedrigere Klimarelevanz als zum Beispiel Soja-Extraktionsschrot, besonders wenn es z.B. von gerodeten Regenwaldflächen aus Brasilien stammt. Deutschland importiert jährlich rund 6,8 Millionen Tonnen Futtermittel, davon rund die Hälfte aus Übersee, vor allem aus Brasilien und Argentinien. Die dafür benötigte Fläche umfasst rund 2,5 Millionen Hektar, was fast 25 % der deutschen Ackerfläche entspricht.

Die Verminderung von N-Bilanzüberschüssen und eine damit verbundene Absenkung der Treibhausgasemissionen bei konventioneller Schweinehaltung ist durch Zusammenarbeit von viehhaltenden und viehlosen Betrieben zu erreichen, wenn Mineraldünger durch Wirtschaftsdünger substituiert wird (Granstedt, 2000). Im Gegensatz dazu könnten in der ökologischen Schweinemast in einer Region durch verbesserte Zusammenarbeit von Betrieben bei der Futterproduktion gleiche Fleischmengen wie in konventioneller Erzeugung bei geringeren Flächen-N-Bilanzüberschüssen und damit auch geringeren Treibhausgasemissionen produziert werden, dies allerdings auf Kosten der Produktion pflanzlicher Verkaufsprodukte (Sundrum, 2002).

In der konventionellen Tierhaltung wird durch den Einsatz von synthetischen Aminosäuren und Enzymen die Futter- und Nährstoffverwertung verbessert. Dadurch kann eine Verringerung des Gülleanfalls und damit auch des Nährstoffaustrags erreicht werden. Die Tatsache, dass in der ökologischen Tierhaltung auf den Einsatz synthetischer Aminosäuren verzichtet wird, kann somit zu erhöhten Nährstoffgehalten im Dünger und dementsprechend zu gesteigertem Emissionspotential aus dem Wirtschaftsdünger führen. Es ist bei der umweltspezifischen Bewertung jedoch zu berücksichtigen, dass N aus Wirtschaftsdüngern im Ökologischen Landbau die maßgebliche Quelle für die Nährstoffversorgung der Ackerpflanzen darstellt und daher eine N-Reduktion in der Gülle nicht unbedingt anzustreben ist. Wegen der Defizite an essentiellen Aminosäuren bei 100 % Biofutter sollte in der Pflanzenzucht jedoch auf eine Verbesserung der Gehalte an essentiellen Aminosäuren heimischer Kulturarten hingearbeitet werden.

³ Vorschrift nach EWG2092/91 sind mindestens 60 % Raufuttereinsatz in der Fütterung von Wiederkäuern (Schweiz: mindestens 90 %) Privatrechtliche Anbau-Verbände wie Bioland oder Demeter schreiben zusätzlich mindestens 50 % betriebseigenes Futter vor.

5.3 Energie

Im Ökologischen Landbau ist die Erzeugung regenerativer Energie grundsätzlich mit anderen Ökobilanzen ausgestattet als bei konventioneller Erzeugung, da mit weniger energetischen Input in der Erzeugungskette und mit geringeren Flächenerträgen gearbeitet wird (ADAS, 2000).

Aufgrund des Verzichts auf chemisch-synthetische Mineraldünger und nahezu alle Pestizide ist der energetische Aufwand pro Flächeneinheit sowie das Treibhauspotential der ökologischen pflanzlichen Erzeugung gegenüber dem konventionellen Landbau deutlich gemindert. Pro kg erzeugtes Produkt trifft dies in der Regel auch für den Energieaufwand zu. Das produktbezogene Treibhausgaspotential ökologischer Produkte kann jedoch je nach Flächenertrag und Management gegenüber der konventionellen Erzeugung vermindert, ähnlich oder erhöht sein (Hülsbergen & Küstermann, 2007). Da der Flächenertrag überwiegend durch das Management und die Witterung beeinflusst wird, kann hier keine pauschale Aussage über die Vorzüglichkeit des einen oder anderen Anbausystems getroffen werden.

Geht man von ähnlichem produktbezogenen Treibhausgas-(THG)-potential aus wie im konventionellen Landbau, gelten für die Erzeugung von Bioenergie aus ökologisch erzeugter Biomasse die gleichen Energie- und Gasbilanzen wie im konventionellen Landbau. Jedoch gibt es produktionspezifische Besonderheiten, die eine Erzeugung regenerativer Energie aus Biomasse hinsichtlich der THG-Bilanz des Ökologischen Landbaus besonders attraktiv machen.

Im Folgenden sind typische Effekte auf die THG-Bilanzen bei der Nutzung von Biomasse als regenerative Energiequelle dargestellt und die Besonderheiten des Ökologischen Landbaus hervorgehoben.

5.3.1 Biomasse für die Biogasgewinnung

Bei der Biogaserzeugung werden die THG-Emissionen durch Errichtung und Betrieb der Biogasanlage, Methanemissionen aus der Anlage, sowie die Bereitstellung der Substrate bedingt. Die THG-Emissionen pro erzeugte Energieeinheit liegen dann unter der Erzeugung in Kraftwerken mit fossilen Brennstoffen. Je nach Ausnutzung der Wärme kann die Treibhausgasbilanz gegenüber der Strom- und Wärmemixerzeugung in Kraftwerken noch verbessert werden. Ein wichtiger Punkt zur Verminderung von THG-Emissionen bei der Einführung von Biogasanlagen in viehhaltenden Betrieben ist die Verminderung der diffusen Methanemissionen aus dem Gülle- bzw. Mistlager (Bachmaier, 2007).

Bei der Bewertung der Erzeugung von Biogas in ökologischen Betrieben ist zu beachten, dass die Substrate zum Teil nicht extra angebaut werden müssen, da sie ohnehin

Bestandteil der ökologischen Fruchtfolgen sind. Es werden Zwischenfrüchte angebaut und es existieren Grünbrachen deren Biomasseaufwuchs bisher in den Boden eingearbeitet wurde. Diese Biomasse steht für eine Nutzung als regenerative Energiequelle zur Verfügung (Möller et al., 2006; Jäger et al., 2005). Der Treibhausgasbilanz der Nutzung dieser Substrate für die Biogasgewinnung sind daher nur der um die alternativen Bewirtschaftungsmaßnahmen verminderte Bergungsaufwand und biogastypische Lagerungs- und Beschickungsaufwand anzulasten.

Besonders muss hervorgehoben werden, dass sich durch die Einführung einer Biogasanlage in ökologisch bewirtschafteten Betrieben neue Düngungsmöglichkeiten ergeben und weitere positive Umwelteffekte erzielt werden können. Der in den meist Leguminosen reichen Zwischenfrüchten gebundene Stickstoff verlässt zunächst die Fläche und kann jetzt kontrolliert zur Düngung eingesetzt werden (Möller et al., 2006; Paulsen & Rahmann, 2005). Damit verbundene Ertragssteigerungen verbessern die produktbezogene Klimabilanz des Verfahrens weiter. Lachgasemissionen und unkontrollierte N-Verluste durch Auswaschung werden so vermindert und der Wuchs und die N-Bindung der Leguminosen werden durch den Verzicht auf das Mulchen bzw. das Abfahren der Grünmasse verbessert (Möller et al., 2006; Heuwinkel et al., 2005).

In ökologischen Betrieben verbessert sich bei der Rückführung der Biogasgülle zur Düngung die produktbezogene THG-Bilanz aufgrund steigender Flächenerträge. In konventionellen Betrieben könnte sie durch die Einsparung der Produktion von chemisch-synthetischem N-Dünger verbessert werden. Die flächenbezogene THG-Bilanz der beiden Produktionssysteme kann sich daher bei der Einführung von Biogassystemen mit Rückführung von Biogasgülle annähern.

Die Wirtschaftlichkeit der ökologischen Biogaserzeugung bei geringerem Flächenertrag wird jedoch auch kritisch gesehen. Eine genaue Kenntnis der Rahmenbedingungen der Substratproduktion und Transportentfernungen ist, wie bei der Planung jeder Biogasanlage notwendig und bestimmt neben deren Wirtschaftlichkeit auch die THG-Bilanz (Helbing et al., 2007; Michel et al., 2006; Scholwin & Fritsche, 2007). Insbesondere sollten die positiven Betriebseffekte durch die Nutzung der Biogasgülle zur Düngung konsequent in die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung eingebaut werden. Im Gegensatz zur relativ genauen Kalkulation der erzeugten Gasmenge und deren Nutzung existieren hier jedoch Unsicherheiten über die langfristigen Wirkungen der Nutzung von Biogasgülle auf das Betriebs-einkommen ökologischer Betriebe.

5.3.2 Pflanzenöl als Treibstoff

Die Erzeugung von Pflanzenöl (in Deutschland wird zur-

zeit überwiegend Rapsöl betrachtet) und dessen Nutzung als Kraftstoff weist gegenüber der Nutzung von fossilen Kraftstoffen günstigere Treibhausgasbilanzen auf (Gärtner und Reinhardt, 2001). Durch die Flächenbewirtschaftung entstehen jedoch im Gegensatz zur Nutzung fossiler Energien auch landwirtschaftstypische Emissionen (Versauerung, Nährstoffeintrag, Lachgasemissionen), die bei der Produktion von Dieselmotorkraftstoff nicht auftreten (Sergis-Christian & Browsers, 2004). Dies wird in Ökobilanzen dem Rapsöl negativ angerechnet, träte aber bei der Nahrungsmittelproduktion auf diesen Flächen ebenfalls auf. Eine ökologische Produktion von Rapsöl als regenerativem Kraftstoff ist aufgrund der Anbauisiken durch Schädlingsbefall (Kühne und Ulber, 2007) und der hohen Nachfrage im Lebensmittelbereich mit attraktiven Preisen zurzeit nicht absehbar. Jedoch ist die Treibhausgasbilanz ökologisch erzeugten Rapsöls auf ähnlichem Niveau wie bei konventioneller Erzeugung (Sergis-Christian & Browsers, 2004). Beim ökologischen Anbau von Sonnenblumen, ist aufgrund der deutlich höheren Hektarerträge an Öl im Vergleich zu Raps (Reinbrecht & Claupein, 2004) hinsichtlich der produktbezogenen THG-Emissionen eine günstigere Situation zu erwarten. Im Ökologischen Landbau sind heute nur im Sonnenblumenanbau und besonders im Mischfruchtanbau mit Leindotter Erzeugungskosten zu erzielen, die unter denen konventionell erzeugter Rapssaat liegen (Paulsen et al., 2007).

Beim Mischfruchtanbau mit Leindotter wird Leindotter in einem Arbeitsgang gemeinsam mit einer Hauptkultur angebaut (Paulsen, 2007). Der zusätzliche Aufwand für die Bestellung und Ernte ist äußerst gering, so dass sich bei der THG-Bilanz und bei den Emissionen durch die Flächenbewirtschaftung für die Ölerzeugung günstige Werte ergeben (Sergis-Christian & Browsers, 2004). Zusätzlich können durch den Mischfruchtanbau mit seiner verbesserten Unkrautunterdrückung Arbeitsgänge eingespart werden und dadurch der Energieaufwand weiter vermindert werden (Paulsen et al., 2006). Mischfruchtanbausysteme dieser Art sind für den Ökologischen Landbau besonders bedeutend, da begleitende Wirkungen wie die Unkrautunterdrückung und eine Produktivitätssteigerung durch verbesserte Ressourcennutzung das Betriebsergebnis verbessern können. In konventionellen Systemen sind diese Punkte nicht so interessant, da die Möglichkeit einer intensiven Düngung besteht und in Mischkulturen Zulassungsprobleme und Unverträglichkeiten in der Pflanzenschutzmittelanwendung auftreten können.

5.3.3 Holz

Waldwirtschaft: In Wäldern in öffentlicher Hand wird heute vielfach ökologische Waldwirtschaft betrieben. Zielsetzung des Verfahrens ist die Erzeugung eines stabilen

sich selbst regenerierenden Mischwaldes mit standortheimischen Pflanzen (vgl. z. B. Waldbau-Richtlinie, 2004). Eine nach den Richtlinien ökologischer Erzeugung zertifizierte Waldwirtschaft unterscheidet sich von diesen Richtlinien z. B. durch den vollständigen Verzicht auf chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel und den Verzicht von gentechnisch veränderten Pflanzen.

Gegenüber „konventionellen Waldbausystemen“ sind der Verzicht auf Kahlschlag, der Wechsel zum Mischwald und der Verzicht auf Düngung Maßnahmen, die klimarelevante Unterschiede auslösen können. Positive klimarelevante Aspekte der ökologischen Waldbewirtschaftung wurden vor allem beim Verzicht auf den Kahlschlag in Nadelwäldern gefunden. Beim Einschlag von Einzelbäumen und Nachpflanzen von Buchen wurde freiwerdender Stickstoff aus absterbenden Wurzeln von umliegenden Bäumen aufgenommen und so nicht als Lachgas emittiert (<http://www.zukunftswald.de>). Insofern sind bei der Waldbewirtschaftung nach Ökorichtlinien systembedingte und kontrollierbare Faktoren gegeben, die die Treibhausgasbilanz günstig beeinflussen.

Durch den Umbau von Fichtenmonokulturen zum Mischwald verbessert sich auf nährstoffreichen Standorten die Nährstoffeffizienz der Bestände und es treten zunächst über viele Jahrzehnte geringere Lachgasverluste auf. In den Klimaxgesellschaften z. B. in reinen alten Buchenbeständen können dann nach 100 Jahren höhere Lachgasverluste auftreten. Jedoch ist die vorher durch Bodenstörungen bei der Pflanzung der Bäume verminderte Methanaufnahme dann wieder auf hohem Niveau. Insgesamt bleibt genutzter Wald in jedem Fall eine deutliche Senke für Treibhausgase. Wälder aus ökologischem Waldbau sind langfristig aber ertragreicher als z. B. Fichtenmonokulturen und entziehen damit der Atmosphäre zusätzliches Kohlendioxid (Baumgarten et al., 2005). Über die Wirtschaftlichkeit und internationale Konkurrenzfähigkeit der naturnahen Verfahren gegenüber Kahlschlagverfahren wird gestritten (Fritz & Weber, 2006). Vor allem für kleine Waldbesitzer ist der langfristige Umbau von Fichtenwäldern in Mischwälder mit hohen kurzfristigen Ertragseinbußen verbunden (<http://www.zukunftswald.de>).

Kurzumtriebsplantagen: Bei der Nutzung von Agrarholz aus Kurzumtriebsplantagen ist ebenfalls eine hohe CO₂-Fixierung zu erwarten (Öko-Institut, 2004). In Abschätzungen von Röhrich (2005) auf der Basis von Hartmann (1995) wird die CO₂-Bilanz dabei durch den Einsatz von Düngemitteln leicht verschlechtert. Es wird jedoch davon ausgegangen, dass nur auf Grenzertragsstandorten eine mäßige Düngung von Kurzumtriebsplantagen erforderlich ist (Boehlke, 2007; Reinhardt und Scheulen, 2004; Röhrich et al., 2002; Hoffmann, 1998). Eine Düngung kann dabei auch mit organischen Düngern erfolgen. Kurzumtriebsplantagen sind damit prinzipiell auch in ökologischer

Erzeugung mit hoher CO₂-Fixierung möglich (Jørgensen et al., 2005). Eventuelle THG-Emissionen für chemisch-synthetische Dünge- und Pflanzenschutzmittel fallen dort bei ähnlichem zu erwartenden Ertragsniveau nicht an. Jedoch müssten die bei mechanischer Unkrautregulierung zur Bestandesetablierung auftretenden CO₂-Emissionen in der THG-Bilanz angerechnet werden.

Literatur

- ADAS (2000) Energy use in organic farming systems : project report OF0182 to the Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, London [online]. Zu finden in < <http://orgprints.org/8169>> [zitiert am 03.03.2008]
- Anger M, Hoffmann C, Kuhbauch W (2003) Nitrous oxide emissions from artificial urine patches applied to different N-fertilized swards and estimated annual N₂O emissions for differently fertilized pastures in an upland location in Germany. *Soil Use Manage* 19(2):104-111
- Bachmaier J, Gronauer A (2007) Klimabilanz von Biogasstrom : Klimabilanz der energetischen Nutzung von Biogas aus Wirtschaftsdüngern und nachwachsenden Rohstoffen. Freising-Weißenstephan : LfL, 12 p, LfL-Information
- Baumgarten M, Döring C, Fürst C, Jansen M, Jenssen M, Klins U (2005) Zukunftsorientierte Waldwirtschaft [online]. Zu finden in http://www.zukunftswald.de/do_download.php?table=media&id=17 [zitiert am 03.03.2008]
- BMELV (2007) Agrarpolitischer Bericht der Bundesregierung. Bundestagsdrucksache 15/4801:29
- Boadi D, Benchaar C, Chiquette J, Masse D (2004a) Mitigation strategies to reduce enteric methane emissions from dairy cows : update review. *Can J Anim Sci* 84(3):319-335
- Boadi DA, Wittenberg KM, Scott SL, Burton D, Buckley K, Small JA, Ominski KH (2004b) Effect of low and high forage diet on enteric and manure pack greenhouse gas emissions from a feedlot. *Can J Anim Sci* 84(3):445-453
- Bockisch F-J (ed) (2000) Bewertung von Verfahren der ökologischen und konventionellen landwirtschaftlichen Produktion im Hinblick auf den Energieeinsatz und bestimmte Schadgasemissionen : Studie als Sondergutachten im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn. Braunschweig : FAL, III, 206 p, Landbauforsch Völknerode SH 211
- Boehlke B (2007) Grundsätze des Anbaus schnellwachsender Baumarten und Ertragspotenziale in Mecklenburg Vorpommern [online]. Zu finden in <http://www.landwirtschaft-mv.de/var/plain_site/storage/original/application/7bf9b6eb9671646e861094150f6d1a1d.pdf> [zitiert am 11.09.2007]
- Capriel P (2006) Standorttypische Humusgehalte von Ackerböden in Bayern [online]. Zu finden in <<http://www.lfl.bayern.de/iab/bodenbearbeitung/22016/index.php>> [zitiert am 03.03.2008]
- Dämmgen U (2007) Calculations of emissions from German agriculture - National Emission Inventory Report (NIR 2007 for 2005 : introduction, methods and data (GAS-EM). Braunschweig : FAL, 243 p, LandbauforschVölknerode SH 304
- DeRamus HA, Clement TC, Giampola DD, Dickison PC (2003) Methane emissions of beef cattle on forages : efficiency of grazing management systems. *J Environ Qual* 32(1):269-277
- Dijkstra J, Kebreab E, Mills JAN, Pellikaan WF, Lopez S, Bannink A, France J (2007) Predicting the profile of nutrients available for absorption : from nutrient requirement to animal response and environmental impact. *Animal* 1(1):99-111
- Dittert K, Lampe C, Gasche R, Butterbach-Bahl K, Wachendorf M, Papen H, Sattelmacher B, Taube F (2005) Short-term effects of single or combined application of mineral N fertilizer and cattle slurry on the fluxes of radiatively active trace gases from grassland soil. *Soil Biol Biochem* 37(9):1665-1674

- Dobbie KE, McTaggart IP, Smith KA (1999) Nitrous oxide emissions from intensive agricultural systems : variations between crops and seasons key variables and mean emission factors. *J Geophys Res* 104:26891–26899
- Dohme F, Machmuller A, Wasserfallen A, Kreuzer W (2000) Comparative efficiency of various fats rich in medium-chain fatty acids to suppress ruminal methanogenesis as measured with RUSITEC. *Can J Anim Sci* 80(3):473-482
- El-Hage Scialabba N, Hattam C (2002) (eds) Organic agriculture, environment and food security / Environment and Natural Resources Service, Sustainable Development Department [online]. Zu finden in http://www.fao.org/documents/show_cdr.asp?url_file=/DOCREP/005/Y4137E/Y4137E00.htm [zitiert am 03.03.2008]
- Erdmann L, Sohr S, Behrendt S, Kreibich R (2003) Nachhaltigkeit und Ernährung. *WerkstattBer / Inst Zukunftsstudien Technologiebewertung* 57
- Ellis JL, Kebreab E, Odongo NE, McBride BW, Okine EK, France J (2007) Prediction of methane production from dairy and beef cattle. *J Dairy Sci* 90(7):3456-3466
- Flachowsky G, Brade W (2007) Potenziale zur Reduzierung der Methan-Emissionen bei Wiederkäuern. *Züchtungskunde* 79(6):417-465
- Flessa H, Dorsch P, Beese F, König H, Bouwman AF (1996) Influence of cattle wastes on nitrous oxide and methane fluxes in pasture land. *J Environ Qual* 25(6):1366-1370
- Flessa H, Ruser R, Dörsch P, Kamp T, Jimenez MA, Munch JC, Beese F (2002). Integrated evaluation of greenhouse gas emissions from two farming systems in southern Germany. *Agric Ecosyst Environ* 91:175-189
- Fließbach A, Oberholzer HR, Gunst L, Mäder P (2006) Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. *Agric Ecosyst Environ* 118(1-4):273-284
- Fritsche U, Eberle U (2007) Treibhausgasemissionen durch Erzeugung und Verarbeitung von Lebensmitteln – Arbeitspapier [online]. Zu finden in <www.oeko.de>
- Fritz P, Weber D (2006) Klausur „Wald und Holz in der Zukunft –Herausforderung für die Forschung“ – Dokumentation [online]. Zu finden in <http://www.nachhaltige-waldwirtschaft.de/fileadmin/Dokumente/Downloads/Foerderschwerpunkt/060116_Doku_Klausur_Wald_und_Holz_in_der_Zukunft.pdf> [zitiert am 11.9.2007]
- Galassi G, Crovetto GM, Rapetti L, Tamburini A (2004) Energy and nitrogen balance in heavy pigs fed different fibre sources. *Livest Prod Sci* 85(2-3):253-262
- Gärtner SO, Reinhardt GA (2001) Gutachten : ökologischer Vergleich von RME und Rapsöl. Heidelberg : Inst Energie- Umweltforsch, 25 p
- Giger-Reverdin S, Morand-Fehr P, Tran G (2003) Literature survey of the influence of dietary fat composition on methane production in dairy cattle. *Livest Prod Sci* 82(1):73-79
- Granstedt A (2000) Reducing the nitrogen load to the Baltic Sea by increasing the efficiency of recycling within the agricultural system. *Landbauforsch Völkenrode* 50(3-4):95-102
- Haas G, Wetterich F, Köpke U (2001) Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agric Ecosyst Environ* 83(1-2):43-53
- Hartmann H, Strehler A (1995) Die Stellung der Biomasse im Vergleich zu anderen erneuerbaren Energieträgern aus ökologischer, ökonomischer und technischer Sicht. Münster : Landwirtschaftsverl, 396, 28 p, Schriftenr Nachhaltigkeitsforschung 3
- Helbig S, Grass R, Hülsbergen KJ (2007) Auswirkungen der Einbindung einer Biogasanlage in ein ökologisches Betriebssystem : effects of integrating a biogas plant into an organic farming system [online]. Zu finden in <http://orgprints.org/9608/> [zitiert am 03.03.2008]
- Heuwinkel H, Gutser R, Schmidhalter U (2005) Auswirkung einer Mulch- statt Schnittnutzung von Klee gras auf die N-Flüsse in einer Fruchtfolge. *Schriftenr Bayerische Landesanst Landwirtsch* 2005:71-79
- Heyer J (1994) Methan. In: Enquete-Kommission Schutz der Erdatmosphäre des Deutschen Bundestages, Landwirtschaft Studienprogramm, Band 1, Studie C. *Economica Verlag Bonn*:1–91
- Hindrichsen IK, Wettstein HR, Machmuller A, Kreuzer M (2006) Methane emission, nutrient degradation and nitrogen turnover in dairy cows and their slurry at different milk production scenarios with and without concentrate supplementation. *Agric Ecosyst Environ* 113(1-4):150-161
- Hindrichsen IK, Wettstein HR, Machmuller A, Soliva CR, Knudsen KEB, Madsen J, Kreuzer M (2004) Effects of feed carbohydrates with contrasting properties on rumen fermentation and methane release in vitro. *Can J Anim Sci* 84(2):265-276
- Hoffmann C, Anger M, Kühbauch W (2001) N2O-Freisetzung auf gemähtem Dauergrünland in Abhängigkeit von Standort und N-Düngung. *J Agronomy Soil Sci* 187:153-159
- Hofmann M (1998) Bewirtschaftung schnellwachsender Baumarten im Kurzumtrieb auf landwirtschaftlichen Flächen. *Hann. Münden : Forschungsinstitut für schnellwachsende Baumarten, Merkblatt / Forschungsinstitut für schnellwachsende Baumarten* 11
- Hoyer U, Lemnitzer B, Hülsbergen KJ (2007) Einfluss des ökologischen Landbaus auf unterschiedliche Humuspools im Boden und Schlussfolgerungen zur Humusbilanzierung. In: Zikeli S, Claupein W, Dabbert S (eds) Zwischen Tradition und Globalisierung : Beiträge zur 9. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau ; Universität Hohenheim, 20.-23. März 2007 ; Bd.1. Berlin : Köster, pp 9-12
- Hülsbergen K, Küstermann B (2007) Ökologischer Landbau - Beitrag zum Klimaschutz. *Schriftenr Bayerische Landesanst Landwirtsch* 2007/3:9-22
- Hüther L (1999) Entwicklung analytischer Methoden und Untersuchung von Einflussfaktoren auf Ammoniak-, Methan- und Distickstoffmonoxidemissionen aus Flüssig- und Festmist. Braunschweig : FAL, 225 p, Landbauforsch Völkenrode SH 200
- IPCC (2007) IPCC Fourth Assessment Report, Working Group III, Chapter 8: Agriculture [online]. Zu finden in < <http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg3/ar4-wg3-chapter8.pdf>> [Zitiert am 03.03.2008]
- Isermann K (1994) Agriculture's share in the emission of trace gases affecting the climate and some cause-oriented proposals for sufficiently reducing this share. *Environ Poll* 83:95-111
- Jäger P, Döhler H, Hartmann S (2005) Wirtschaftlichkeit der Biogaserzeugung im ökologischen Landbau. *KTBL-Heft* 35:40-45
- Jentsch W, Schweigel M, Weissbach F, Scholze H, Pitroff W, Derno M (2007) Methane production in cattle calculated by the nutrient composition of the diet. *Arch Anim Nutr* 61(1):10-19
- Jørgensen U, Dalgaard T, Kristensen ES (2005) Biomass energy in organic farming—the potential role of short rotation coppice. *Biomass Bioenergy* 28:237–248
- Kebreab E, Clark K, Wagner-Riddle C, France J (2006) Methane and nitrous oxide emissions from Canadian animal agriculture: a review. *Can J Anim Sci* 86(2):135-158
- Köpke U, Haas G (1995) Vergleich Konventioneller und Organischer Landbau - Teil II: Klimarelevante Kohlendioxid-Senken von Pflanzen und Boden. *Ber Landwirtsch* 73:416-434
- Körshens M, Rogasik J und Schulz E (2005) Bilanzierung und Richtwerte organischer Bodensubstanz. *Landbauforsch Völkenrode* 1(55):1-10
- Korban T, Steinfeldt M, Kohlschütter N, Naumann S, Nischwitz G, Hirschfeld J, Walter S (2004) Was kostet ein Schnitzel wirklich? : Ökologisch-ökonomischer Vergleich der konventionellen und der ökologischen Produktion von Schweinefleisch in Deutschland. *Schriftenr IÖW* 171
- Ulber B, Kühne S (2007) Schädlingsbefall an Raps in Rein- und Mischfruchtanbau im ökologischen Landbau. *Landbauforsch Völkenrode SH* 309:96-107
- Küstermann B, Kainz M, Hülsbergen K-J (2007) Modelling carbon cycles and estimation of greenhouse gas emissions from organic and conventional farm-

- ing systems. *Renewable Agric Food Syst* 23 Spec Iss (01):38-52
- Kulling DR, Dohme F, Menzi H, Sutter F, Lischer P, Kreuzer M (2002) Methane emissions of differently fed dairy cows and corresponding methane and nitrogen emissions from their manure during storage. *Environ Monit Assess* 79(2):129-150
- Lampe C, Dittert K, Sattelmacher B, Wachendorf M, Loges R, Taube F (2006) Sources and rates of nitrous oxide application of N-15-labelled emissions from grazed grassland after mineral fertilizer and slurry. *Soil Biol Biochem* 38(9):2602-2613
- Leithold G, Brock C (2006) Humusbilanzierung im ökologischen Landbau [online]. Zu finden in <<http://geb.uni-giessen.de/geb/volltexte/2006/3134/pdf/LeitholdGuenter-2006-07-28.pdf>> [zitiert am 06.03.2008]
- Leithold G (2003) Humusversorgung im ökologischen Landbau : Analyse und Bewertung des Humushaushaltes mit Hilfe von Humusbilanzen [online]. Zu finden in <<http://geb.uni-giessen.de/geb/volltexte/2004/1446/pdf/Leithold-Guenter-2004-03-04.pdf>> [Zitiert am 03.03.2008]
- Lovett D, Lovell S, Stack L, Callan J, Finlay M, Conolly J, O'Mara FP (2003) Effect of forage/concentrate ratio and dietary coconut oil level on methane output and performance of finishing beef heifers. *Livest Prod Sci* 84(2):135-146
- Michel J, Weiske A, Kaltschmitt M (2006) Kapitel 7: Ökologische und ökonomische Bilanzierung. In: Möller K, Leithold G, Michel J, Schnell S, Stinner W, Weiske A (eds) *Auswirkung der Fermentation biogener Rückstände in Biogasanlagen auf Flächenproduktivität und Umweltverträglichkeit im Ökologischen Landbau – Pflanzenbauliche, ökonomische und ökologische Gesamtbewertung im Rahmen typischer Fruchtfolgen viehhaltender und viehloser ökologisch wirtschaftender Betriebe* : (Endbericht: DBU – AZ 15074). Giessen, pp 241 ff
- MIDAIR (2001) Greenhouse gas mitigation for organic and conventional dairy production (MIDAIR) [online]. Zu finden in <http://www.energetik-leipzig.de/Bioenergie/Midair/MIDAIR_WP%20summaries.pdf> [Zitiert am 15.03.2005]
- Möller K, Leithold G, Michel J, Schnell S, Stinner W, Weiske A (eds) (2006) *Auswirkung der Fermentation biogener Rückstände in Biogasanlagen auf Flächenproduktivität und Umweltverträglichkeit im Ökologischen Landbau – Pflanzenbauliche, ökonomische und ökologische Gesamtbewertung im Rahmen typischer Fruchtfolgen viehhaltender und viehloser ökologisch wirtschaftender Betriebe* : (Endbericht: DBU – AZ 15074). Giessen, 396 p
- Munroe L, Cook HF, Lee HC (2002) Sustainability indicators used to compare properties of organic and conventionally managed topsoils. *Biol Agric Hortic* 20:201-214
- Murphy D, Röver M, Flachowsky G, Sohler S, Bockisch F-J, Heinemeyer O (2000) Vergleich konventioneller und ökologischer Produktionsverfahren. *Landbauforsch Völknerode SH* 211:109-166
- Naturland (1998) Richtlinien zur ökologischen Waldnutzung. Gräfelfing : Naturland Verband
- Nemecek T, Huguenin-Elie O, Dubois D, Gaillard G (2005) Ökobilanzierung von Anbausystemen im schweizerischen Acker- und Futterbau. *Schriftenreihe der FAL* 58, 156p
- ÖKO (2007) Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS). Version 4.4. Darmstadt (www.oeko.de)
- Öko Institut (2004) (ed) *Stoffstromanalyse zur nachhaltigen energetischen Nutzung von Biomasse*. Darmstadt : Öko-Institut
- Paulsen HM, Rahmann G (2004) Wie sieht der energieautarke Hof mit optimierter Nährstoffbilanz im Jahr 2025 aus? *Landbauforsch Völknerode SH* 274:57-73
- Paulsen HM, Schädlich O, Oppermann R (2007) Dezentrale Pflanzenölerzeugung und -nutzung auch in ökologischen Betrieben? In: Zikelki S, Claupein W, Dabbert S (eds) *Zwischen Tradition und Globalisierung : Beiträge zur 9. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau* ; Universität Hohenheim, 20.-23. März 2007 ; Bd. 1. Berlin : Köster, pp 409-412
- Paulsen HM (2007) *Mischfruchtanbausysteme mit Ölpflanzen im ökologischen Landbau* : 1. Ertragsstruktur des Mischfruchtanbaus von Leguminosen oder Sommerweizen mit Leindotter (*Camelina sativa* L. Crantz). *Landbauforsch Völknerode* 57(1):107-117
- Paulsen HM, Schochow M, Ulber B, Kühne S, Rahmann G (2006) Mixed cropping systems for biological control of weeds and pests in organic oilseed crops. *Asp Appl Biol* 79:215-219
- Penman J, Gytarsky M, Hiraishi T, Krug T, Kruger D, Pipatti R, Buendia L, Miwa K, Ngara T, Tanabe K, Wagner F (2003) Good practice guidance for land use, land-use change and forestry [online]. Zu finden in <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpplucf/gpplucf.htm> [zitiert am 04.03.2008]
- Post J (2006) Prozessbasierte Modellierung der Bodenkohlenstoffdynamik in Flusseinzugsgebieten unter heutigen und zukünftigen Umweltbedingungen [online]. Zu finden in <http://opus.kobv.de/ubp/volltexte/2006/1150/> [zitiert am 04.03.2008]
- Rahmann G, Nieberg H, Drengemann S, Fenneker A, March S, Zurek C (2004) Bundesweite Erhebung und Analyse der verbreiteten Produktionsverfahren, der realisierten Vermarktungswege und der wirtschaftlichen sowie sozialen Lage ökologisch wirtschaftender Betriebe und Aufbau eines bundesweiten Praxis-Forschungs-Netztes. Braunschweig : FAL, 428 p, *Landbauforsch Völknerode SH* 276
- Reinbrecht C, Claupein W (2004) Vergleich der Anbaueignung verschiedener Ölpflanzenarten und -sorten für den Ökologischen Landbau unter den Aspekten Speiseölgewinnung und Eiweißquelle [online]. Zu finden in <www.orgprints.org/4844> [zitiert am 04.03.2008]
- Reinhardt G, Scheulen K (2004) Naturschutzaspekte bei der Erzeugung erneuerbarer Energien [online]. Zu finden in http://www.bfn.de/fileadmin/MDb/documents/naturschutzaspekte_ee.pdf [zitiert am 04.03.2008]
- Röhricht C (2005) Erfahrungen und Ergebnisse im Anbau schnellwachsender Baumarten im Kurzumtrieb im Freistaat Sachsen [online]. Zu finden in <http://www.smul.sachsen.de/de/wu/Landwirtschaft/lf/inhalt/download/Vortrag_SH_18_01_05_roehricht.pdf> [zitiert am 04.03.2008]
- Röhricht C, Kiesewalter S, Groß-Ophoff (2002) Acker- und pflanzenbauliche Untersuchungen zum Anbau ein- und mehrjähriger Energiepflanzen im Freistaat Sachsen. *Schriftenr Sächs Landesanst Landwirtsch* 4
- Rühling I, Ruser R, Kölbl A, Priesack E, Gutser R (2005) Kohlenstoff und Stickstoff in Agrarökosystemen. In: Osinski E, Meyer-Aurich A, Huber B, Rühling I, Gerl G, Schröder P (eds) *Landwirtschaft und Umwelt – ein Spannungsfeld* : Ergebnisse des Forschungsverbands Agrarökosysteme München (FAM). München : oekom Verl, pp 99-154
- Ruser R, Flessa H, Schilling R, Beese F, Munch JC (2001) Effect of crop-specific field management and N fertilization on N2O emissions from a fine-loamy soil. *Nutrient Cycling Agroecosyst* 59:177-191
- Scholwin F, Fritsche UR (2007) Kurzstudie Beurteilung von Biogasanlagenparks im Vergleich zu Hof-Einzelanlagen. Darmstadt : Inst Energetik Umwelt
- Sergis-Christian L, Brouwers J (2005) Dezentral hergestelltes, kaltgepresstes Pflanzenöl im ökologischen Vergleich mit Dieselkraftstoff. *Arbeitsergebnisse / AG Land- und Regionalentwicklung am Fachbereich ökologische Agrarwissenschaften der Universität Kassel* : SH 3
- Smith P (2005) Carbon sequestration in croplands : the potential in Europe and the global context. *Landbauforsch Völknerode SH* 280:63-70
- Smukalski M, Rogasik J, Künkel K-J (1992) Landbau und Treibhauseffekt : CO₂-Umsatz bei unterschiedlicher Intensität der Landbewirtschaftung. *Landbauforsch Völknerode* 42(2):55-61
- Stolze M, Piorr A, Häring AM (2000) The environmental impacts of organic farming in Europe. *Hohenheim : Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre*, XI, 127 p, *Organic Farming in Europe* 6
- Sundrum A (2002) Systemimmanentes Potential zur Minderung von Emissionen. *KTBL-Schrift* 406:265-277
- Taminga S (2003) Pollution due to nutrient losses and its control in European

- animal production. *Livest Prod Sci* 84(2):101-111
- Taylor C (2000) Ökologische Bewertung von Ernährungsweisen anhand ausgewählter Indikatoren. Gießen : Univ, 179 p
- UBA (2007) Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar : Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen 1990-2005. Dessau : Umweltbundesamt
- van Knegsel AT, van den Brand H, Dijkstra J, Tamminga S, Kemp B (2005) Effect of dietary energy source on energy balance, production, metabolic disorders and reproduction in lactating dairy cattle. *Reprod Nutr Dev* 45(6):665-688
- Wagner-Riddle C, Thurtell GV, Kidd GK, Beauchamp EG, Sweetman R (1997) Estimates of nitrous oxide emissions from agricultural fields over 28 months. *Can J Soil Sci* 77:135-144
- Waldbau-Richtlinie 2004 : „Grüner Ordner“ der Landesforstverwaltung Brandenburg. Potsdam : Ministerium Landwirtsch Umweltschutz Raumordnung
- Wiegmann K, Eberle U, Fritsche UR, Hünecke K (2005) Umweltauswirkungen von Ernährung – Stoffstromanalysen und Szenarien [online]. Zu finden in <http://www.ernaehrungswende.de/pdf/DP7_Szenarien_2005_final.pdf> [zitiert am 05.03.2008]
- Williams AG, Audsley E, Sandars DL (2006) Determining the environmental burdens and resource use in the production of agricultural and horticultural commodities : Defra project report IS0205 [online]. Zu finden in <www.sil-soe.cranfield.ac.uk> and <www.defra.gov.uk> [zitiert am 05.03.2008]