

5.11 Treibhausgasbilanzen und ökologische Nachhaltigkeit der Pflanzenproduktion – Ergebnisse aus dem Netzwerk der Pilotbetriebe

Harald Schmid, Michaela Braun, Kurt-Jürgen Hülsbergen

Zusammenfassung

Ein wesentliches Projektziel ist die Analyse von Bewirtschaftungseinflüssen auf die flächen- und produktbezogenen Treibhausgas-(THG)-Emissionen. Für 56 Pilotbetriebe (jeweils 12 Marktfrucht- und 16 Gemischtbetriebe mit ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung) wurden Stoff- und Energiebilanzen für die Jahre 2009 und 2010 berechnet. In die THG-Bilanzen des Pflanzenbaus wurden die N₂O-Emissionen in Abhängigkeit vom N-Input, die durch den Einsatz fossiler Energie bedingten CO₂-Emissionen sowie die C-Sequestrierung der Böden einbezogen.

Die Humusbilanzen der Pilotbetriebe zeigen, dass ökologische Milchviehbetriebe Potenziale zur C-Sequestrierung besitzen ($\bar{x} > 200 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), während im Mittel der ökologischen Marktfruchtbetriebe von gleichbleibenden Humusgehalten auszugehen ist; für konventionelle Marktfruchtbetriebe wurden negative Humussalden ermittelt ($\bar{x} -150 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$).

Die Pilotbetriebe wirtschaften in Bezug auf den Stickstoffeinsatz auf sehr unterschiedlichen Intensitätsniveaus; es wird ein großer Bereich von Low-Input-Systemen ($< 100 \text{ kg N ha}^{-1}$) bis zu High-Input-Systemen ($> 300 \text{ kg N ha}^{-1}$) erfasst. Die N-Salden der ökologisch wirtschaftenden Betriebe (Marktfruchtbau: $\bar{x} 20 \text{ kg N ha}^{-1}$, Milchviehbetriebe: $\bar{x} -10 \text{ kg N ha}^{-1}$) sind geringer als die N-Salden der konventionellen Betriebe (Marktfruchtbau: $\bar{x} 74 \text{ kg N ha}^{-1}$, Milchviehbetriebe: $\bar{x} 56 \text{ kg N ha}^{-1}$).

Die ökologischen Marktfruchtbetriebe weisen im Mittel den geringsten, die konventionellen Milchviehbetriebe den höchsten flächenbezogenen Einsatz fossiler Energie auf. Der höhere Energieinput der konventionellen Betriebe wird durch den Mineral-N- und Pflanzenschutzmitteleinsatz verursacht. Das Output/Input-Verhältnis der Pilotbetriebe beträgt 7 bis 23:1.

Die THG-Bilanz integriert die Aussagen der Stoff- und Energiebilanzen. Die Gesamtauswertung zeigt, dass die Milchviehbetriebe im Pflanzenbau geringere flächen- und produktbezogene CO_{2 eq}-Emissionen als die Marktfruchtbetriebe, die ökologischen Pilotbetriebe geringere CO_{2 eq}-Emissionen als die konventionellen Pilotbetriebe aufweisen. Die Schwankungen innerhalb der Betriebsgruppen sind größer als die Unterschiede zwischen den Betriebsgruppen.

Schlüsselwörter: Treibhausgase, Humusbilanz, Energiebilanz, Stickstoffbilanz, Stickstoffkreislauf

Abstract

A major goal of the project is the analysis of the influence of different management systems on area- and product-related greenhouse-gas (GHG)-emissions. Nutrient and energy-balances are calculated for 56 pilot farms (12 organic and 12 conventional cash crop farms and 16 organic and 16 conventional mixed farms) in 2009 and 2010. The GHG-balance of plant production takes into account the N₂O-

emissions from soil (depending on the N-input), GHG-emissions from the use of fossil energy and the C-sequestration of soils.

The humus-balance of the farms show that organic dairy farms have a potential to sequester C ($\bar{x} > 200 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), organic cash crop systems are estimated to have a constant humus-content; we calculated negative humus-balances ($\bar{x} - 150 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) for conventional cash crop farms.

With regard to the N-balance the pilot farms work on very different levels of intensity. We detected a wide range from low-input-systems ($< 100 \text{ kg N ha}^{-1}$) to high-input-systems ($> 300 \text{ kg N ha}^{-1}$). The N-balances of the organic farms (cash crop: $\bar{x} 20 \text{ kg N ha}^{-1}$ dairy: $\bar{x} -10 \text{ kg N ha}^{-1}$) are lower than the N-balances of the conventional farms (cash crop: $\bar{x} 74 \text{ kg N ha}^{-1}$, dairy: $\bar{x} 56 \text{ kg N ha}^{-1}$).

The organic cash crop farms have the lowest medium area related fossil energy input, the conventional dairy farms the highest. It results from the input of mineral fertilizer and plant protection agents. The output-input-relation of the pilot farms is 7 to 23:1.

The GHG-balance unifies the results of the nutrient- and energy-balance. The total analysis shows that dairy farms have lower area- and product-related CO_2_{eq} -emissions than cash crop farms; the organic pilot farms have lower emissions than the conventional farms. The variations between farms inside the groups are bigger than the differences between the groups of farms.

Keywords: greenhouse gases, humus-balance, energy balance, nitrogen balance, nitrogen circle

5.11.1 Einleitung

Für landwirtschaftliche Unternehmen, für Lebensmittelverarbeitung und -handel, für Verbraucher, Agrar-Umweltpolitiker und weitere gesellschaftliche Akteure in den Wertschöpfungsketten landwirtschaftlicher Erzeugnisse ist es wichtig zu wissen, wie klimaverträglich und nachhaltig landwirtschaftliche Produkte erzeugt werden und welche Optimierungspotenziale bestehen. Von besonderem Interesse sind hierbei die Systemwirkungen des ökologischen und konventionellen Landbaus. Es gibt teilweise konträre Einschätzungen und Forschungsergebnisse zu Umwelt- und Klimawirkungen ökologischer und konventioneller Anbau- und Betriebssysteme (z.B. Flessa et al., 2002; Deike et al., 2008; Küstermann et al., 2008; Nemecek et al., 2011; Tuomisto et al., 2012), die immer auch im Zusammenhang mit den untersuchten Systemen (Standortbedingungen, Betriebsstrukturen, Nutzungsintensitäten) und der gewählten Untersuchungsmethodik stehen.

Die Untersuchungen zu Klimawirkungen der Landwirtschaft waren bisher überwiegend auf Teilprozesse von Treibhausgas-(THG)-Emissionen ausgerichtet – beispielsweise auf stoffwechselbedingte Methanemissionen von Milchkühen (Mills et al., 2003; Ellis et al., 2007) oder N_2O -Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden (Ruser et al., 2001; Bouwman et al., 2002; Jäger et al., 2011), weniger jedoch auf ganzheitliche Bewertungen von Betriebssystemen. Wenn nur einzelne Prozessschritte und Einflussfaktoren untersucht werden, kann dies aber zu Fehlbewertungen führen, weil relevante Emissionen in der Betrachtung fehlen oder Wechselwirkungen unbeachtet bleiben (vgl. Frank et al., 2013).

Mit den Untersuchungen im „Netzwerk der Pilotbetriebe“ soll ein Beitrag geleistet werden, die bestehenden Wissenslücken bei der Systembewertung ökologischer und konventioneller Betriebe zu schlie-

ßen; zugleich sind diese Arbeiten auch stark methodisch orientiert. Insbesondere interessiert die Frage, wie auf der Grundlage betrieblich verfügbarer Daten und Informationen wissenschaftlich fundierte Aussagen zur Klimarelevanz und Nachhaltigkeit realer Betriebssysteme getroffen werden können. Aus Voruntersuchungen ist bekannt, dass die THG-Emissionen entscheidend von den Stoffkreisläufen im Landwirtschaftsbetrieb geprägt werden (Küstermann et al. 2008, 2010). Mitigationsstrategien sollten daher nicht nur auf Einzelmaßnahmen, sondern auch auf gesamtbetriebliche Optimierungen der Stoffkreisläufe ausgerichtet werden. Die Untersuchung betrieblicher Stoff- und Energieflüsse unter Verwendung von Modellen bietet Ansatzpunkte, die Ursachen von THG-Emissionen aufzuklären und Maßnahmen zur Emissionsminderung abzuleiten.

Nachfolgend werden die im Projekt verwendeten Datengrundlagen, Untersuchungsmethoden und Modellansätze beschrieben sowie ausgewählte Modellergebnisse vorgestellt. Die Aussagen zu THG-Emissionen und zur ökologischen Nachhaltigkeit beziehen sich auf die Systemebene des Pflanzenbaus, wenngleich gesamtbetriebliche Analysen unter Einschluss der Milchviehhaltung notwendig waren, um alle relevanten Stoffströme abzubilden (z.B. zur Berechnung der Menge und Qualität der Wirtschaftsdünger). Die Beschränkung der Auswertungen auf den Pflanzenbau ermöglicht den Vergleich aller am Projekt beteiligten Pilotbetriebe, unabhängig von ihrer Betriebsstruktur (mit/ohne Tierhaltung). Mitgeteilt werden die Ergebnisse im Mittel der Untersuchungsjahre 2009 und 2010 für 56 Pilotbetriebe (jeweils 12 Marktfrucht- und 16 Gemischt- bzw. Milchviehbetriebe mit ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung). Für diese Betriebe liegen vollständige und umfassend geprüfte Datensätze vor.

5.11.2 Material und Methoden

5.11.2.1 Datenerfassung und Modellierung

In den Pilotbetrieben wurden im Dialog mit den Landwirten umfangreiche Daten zur Betriebsstruktur (Anbaustruktur und Fruchtfolge, Tierbesatz und Tierartenstruktur), zu den Anbauverfahren (Art und Intensität der Bodenbearbeitung, Saatbettbereitung und Aussaat, Düngung, Unkrautregulierung, Ernte und Transporte), zum Betriebsmitteleinsatz (Dünger- und Pflanzenschutzmittelauswand), zu den Erträgen und der Ertragsverwendung schlag- bzw. betriebsbezogen erhoben oder aus Ackerschlagkarteien übernommen. Die Datenerfassung erfolgte nach einem abgestimmten Schema durch Mitarbeiter der Bioland Beratung. Alle landwirtschaftlichen Primärdaten wurden auf Plausibilität geprüft und in strukturierter Form in der zentrale Datenbank „NutriWeb“ gespeichert.

Über eine Schnittstelle wurden die Daten in das Modell REPRO (Hülsbergen, 2003) importiert, um Humus-, Nährstoff-, Energie- und Treibhausgasbilanzen zu berechnen. Unter Verwendung verfügbarer Standortinformationen, Modellparameter (z.B. Futter- und Düngerinhaltsstoffe, Nährstoffgehalte der Biomasse, Humusbilanzkoeffizienten, Energieäquivalente etc.) und modellinterner Algorithmen wurden die Stoff- und Energieflüsse der Betriebssysteme abgebildet. Alle Bilanzen basieren auf den gleichen Betriebsdaten und sind miteinander verbunden. Die besondere Herausforderung bei der Modellierung der Betriebssysteme bestand darin, mit einfach zu erfassenden Betriebsdaten auszukommen, andererseits aber Ergebnisse zu liefern, die aussagekräftig sind.

In die THG-Bilanz gehen Ergebnisse der Humusbilanz (C-Sequestrierung), der Energiebilanz (anbaubedingte CO₂-Emissionen) und der Stickstoffbilanz (N₂O-Emissionen) ein. Die Emissionen werden un-

ter Nutzung der spezifischen Treibhauspotentiale in CO₂-Äquivalente [CO₂ eq] umgerechnet, die den relativen Beitrag eines Gases zum Treibhauseffekt charakterisieren. Abhängig von der Absorption der infraroten Strahlung und der Verweildauer in der Atmosphäre beträgt das Treibhauspotential von Methan 23, das von Lachgas 296, bezogen auf die Wirksamkeit von CO₂ (= 1), (IPCC, 2001).

Anhand der Bilanzergebnisse werden betriebsbezogene und generalisierende Bewertungen vorgenommen. Der Systemvergleich (ökologisch vs. konventionell) erfolgt differenziert nach Marktfrucht- sowie Milchvieh-/Gemischtbetrieben. Es werden Schlussfolgerungen zur Aussagekraft der gewählten Methodik, zu betrieblichen Optimierungspotenzialen und THG-Minderungsstrategien sowie zur Nutzbarkeit der Methoden und Ergebnisse in der Betriebsberatung gezogen.

5.11.2.2 Energiebilanzierung im Pflanzenbau

Die Energiebilanzierung erfolgte als Prozessanalyse, mit der die Arbeitsgänge, der Betriebsmittel- und Technikeinsatz in Anbauverfahren schlagbezogen untersucht wurden. Die Bilanzkoeffizienten und Algorithmen sind publiziert (Hülsbergen et al., 2001, 2002), so dass hier nur ein kurzer Überblick gegeben wird. Der Betriebsmittel- und Technikeinsatz wird mit Energieäquivalenten in den Primärenergieeinsatz umgerechnet: Diesel: 39,6 MJ l⁻¹, Mineral-N: 35,3 MJ kg⁻¹, Mineral-P: 36,2 MJ kg⁻¹, Mineral-K: 11,2 MJ kg⁻¹, Pflanzenschutzmittel: 196 bis 288 MJ kg⁻¹ (aktive Wirksubstanz), Saatgut: 1,3 bis 98 MJ kg⁻¹ (je nach Fruchtart), Maschinen und Geräte: 108 MJ kg⁻¹, Transport: 6,3 MJ t⁻¹ km⁻¹ (Hülsbergen et al., 2001). Der Energieoutput entspricht dem physikalischen Brennwert der geernteten Biomasse und wird aus dem Trockenmasseertrag und den Inhaltsstoffen abgeleitet. Der Netto-Energieoutput entspricht dem Energieoutput abzüglich des Energieinputs. Die Energieintensität kennzeichnet den Energieinput je Produkteinheit. Ausgehend vom Einsatz fossiler Energie werden über Emissionsfaktoren die CO₂-Emissionen abgeleitet (Küstermann et al., 2008).

5.11.2.3 Modellierung betrieblicher Kohlenstoffkreisläufe und Berechnung der C-Sequestrierung

Die C-Speicherung im Humus (C-Sequestrierung) wird mit Humusbilanzen ermittelt; hierbei wird der Einfluss der Anbausysteme (Fruchtarten, Fruchtfolge, Düngung,...) auf die Humusdynamik der Böden stark vereinfacht abgebildet (vgl. Brock et al., 2012). Die Humusbilanzparameter wurden in Dauerversuchen mit unterschiedlichen Fruchtfolge- und Düngungssystemen aus der Entwicklung der C-Vorräte sowie Modell- und Inkubationsversuchen abgeleitet. Die fruchtartenspezifischen Parameter berücksichtigen direkt oder indirekt die Wurzelmasse, die Rhizodeposition der Fruchtarten sowie die Intensität der Bodenbearbeitung.

In den Pilotbetrieben wurde die REPRO integrierte Methode der „dynamischen Humusbilanz“ verwendet. Im Unterschied zu „statischen“ Humusbilanzmethoden (z.B. VDLUFA- und CC-Methode, VDLUFA, 2004) werden keine festen Humusbedarfswerte verwendet, sondern situationsangepasste Humusbedarfswerte berechnet. Als Einflussfaktoren auf den Humusbedarf werden u.a. die Standortbedingungen (Bodenart und Ackerzahl), das Ertragsniveau, die mineralische N-Düngung (Hülsbergen, 2003) berücksichtigt. Die Methode eignet sich gleichermaßen für die Anwendung in konventionellen und ökologi-

schen Betrieben (Leithold et al., 2007); während die VDLUFA-Methode für Anwendungen im konventionellen Landbau entwickelt wurde.

5.11.2.4 Modellierung betrieblicher Stickstoffkreisläufe und Berechnung der N-Emissionen

Die im Modell REPRO erfassten N-Flüsse und N-Pools, die verwendeten Algorithmen und N-Bilanzparameter sind detailliert beschrieben (Abraham, 2001; Hülsbergen, 2003; Küstermann et al., 2010). Die Wechselwirkungen und N-Flüsse zwischen den Subsystemen Boden – Pflanze – Tier – Umwelt werden als betriebliche N-Kreisläufe mit den entsprechenden In- und Outputs modelliert (Abbildung 5.11-3 bis 5.11-5). Das Modell enthält Methoden, um Stickstoffflüsse auf der Basis einfach zu erfassender Standort- und Betriebsdaten zu berechnen. So werden beispielsweise die N-Anfallmengen der Wirtschaftsdünger anhand des Tierbesatzes, der Fütterung (Proteinversorgung), der Tierleistungen, der Aufstallungart sowie der Wirtschaftsdüngerlagerung und -aufbereitung kalkuliert.

Insbesondere für die Bewertung der N-Flüsse ökologischer Betriebssysteme ist die Berechnung der symbiontischen N_2 -Fixierung von Leguminosen sehr bedeutsam. Im Modell gilt die Annahme, dass die Fixierleistung mit wachsendem Ertrag steigt. Für jede Leguminosenart wird ein spezifischer N_{dfa} -Wert (N_{dfa} = Nitrogen derived from the atmosphere) angenommen, der je nach Bedingungen, u.a. dem Gehalt an pflanzenaufnehmbarem Stickstoff im Boden modifiziert wird (z.B. Klee gras im ökologischen Anbau: $N_{dfa} = 0,90$, Klee gras im konventionellen Anbau: $N_{dfa} = 0,80$). Die in Wurzeln, Ernterückständen und Rhizodeposition enthaltenen N-Mengen werden über fruchtartenspezifische Parameter geschätzt. Beim Gemengeanbau geht der Leguminosenanteil (Masse %) als Mess- oder Schätzwert in die Berechnung ein (Küstermann et al., 2010).

Mit dem Modell werden die Indikatoren N-Saldo ($kg\ N\ ha^{-1}$) und N-Verwertung (%) berechnet:

$$N\text{-Saldo} = \sum N\text{-Input} - \sum N\text{-Output}$$

$$N\text{-Verwertung} = \sum N\text{-Output} \cdot (\sum N\text{-Input})^{-1}$$

Der N-Saldo kennzeichnet die Höhe der potenziellen N-Verluste. Im N-Umsatzmodul werden unter Berücksichtigung des Witterungsverlaufs, der Bodeneigenschaften, des Bodenprofilaufbaus sowie relevanter Managementmaßnahmen (z.B. Menge und Zeitpunkt einer N-Düngung, Termin eines Klee grasumbruchs) die N-Mineralisierung sowie die N-Verluste quantifiziert (Abraham, 2001).

Die Berechnung der N_2O -Emissionen erfolgt unter Verwendung des IPCC-Ansatzes (IPCC, 1997). Stark vereinfachend wird unterstellt, dass 1,25 % des den Böden durch organische und mineralische Düngung, N_2 -Fixierung und N-Deposition zugeführten Stickstoffs als N_2O -N emittiert werden.

5.11.3 Ergebnisse

5.11.3.1 Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen

Die Ergebnisdarstellung erfolgt für ökologische Pilotbetriebe (öko) und konventionelle Pilotbetriebe (kon) differenziert nach Betriebstypen. In der Kategorie „Marktfreuchtbau“ sind alle Betriebe ohne Tierhaltung (0 GV ha^{-1}) zusammengefasst, in der Kategorie Milchvieh / Gemischt (vgl. Tabelle 5.11-1) alle Betriebe mit Milcherzeugung sowie Gemischtbetriebe mit mehreren Produktionsrichtungen (überwiegend Marktfreuchtbau und Milchviehhaltung mit $0,3$ bis $3,3 \text{ GV ha}^{-1}$).

Mit den Pilotbetrieben wird ein breites Spektrum an Standortbedingungen erfasst (Tabelle 5.11-1 und 5.11-2); es sind Betriebe mit Höhenlagen von 0 bis 780 m NN , Jahresniederschlagsmengen von 536 bis 1507 mm und Jahresdurchschnittstemperaturen von $6,9$ bis $10,8 \text{ °C}$ in die Untersuchungen einbezogen. Die Flächen der Marktfreuchtbetriebe weisen im Mittel etwas höhere Bodenzahlen auf (öko: 55 , kon: 58) als die der Milchvieh-/Gemischtbetriebe (öko: 43 , kon: 46); die Flächen der konventionellen Pilotbetriebe im Mittel etwas höhere Bodenzahlen als die der ökologischen Pilotbetriebe.

Die Betriebsstrukturen der Pilotbetriebe unterscheiden sich deutlich. Der flächenmäßig kleinste Betrieb bewirtschaftet 30 ha , der größte Betrieb 1299 ha landwirtschaftliche Nutzfläche. Die Marktfreuchtbetriebe nutzen überwiegend bis ausschließlich Ackerland, die tierhaltenden Betriebe haben Grünlandanteile bis 100% der LN (z.B. auf den Grünlandstandorten im Allgäu).

Tabelle 5.11-1: Betriebsstrukturen und Ertragsleistungen der ökologischen Pilotbetriebe

Kennzahl	ME	Marktf Fruchtbau (n = 12)			Milchvieh / Gemischt (n = 16)		
		Mittel	Min.	Max.	Mittel	Min.	Max.
Standortbedingungen und Betriebsstruktur							
Bodenzahl		55	41	74	43	23	54
Höhenlage	m NN		0	588		3	780
Niederschlag	mm a ⁻¹		591	1109		536	1507
Jahresdurchschnittstemperatur	°C		7,5	9,7		6,9	10,8
Landwirtschaftliche Nutzfläche (LN)	ha	200	57	516	175	30	1299
Ackerland (AL)	% der LN	94	73	100	51	0	96
Tierbesatz	GV ha ⁻¹	0	0	0	0,9	0,3	1,6
Anbaustruktur							
Getreide	% des AL	57	28	83	37	0	72
Körnerleguminosen	% des AL	9	0	22	3	0	13
Hackfrüchte / Silomais	% des AL	9	0	34	7	0	24
Luzerne-Kleegrass	% des AL	19	0	35	38	0	80
Untersaaten	% des AL	6	0	42	4	0	29
Zwischenfrüchte	% des AL	18	0	45	9	0	58
Fruchtartendiversität	Index	2,41	1,69	2,78	1,98	0,83	2,84
Erträge und Leistungen							
Getreideeinheiten-Ertrag	GE ha ⁻¹ LN	38	27	52	44	29	60
Energiebindung	GJ ha ⁻¹ LN	77	55	130	128	77	173
Winterweizen-Korn-Ertrag	dt ha ⁻¹	37	15	51	40	28	52
Luzerne-Kleegrass-Ertrag	dt FM ha ⁻¹	325	204	590	413	318	514

Die Gegenüberstellung der Anbaustrukturen zeigt systembedingte Unterschiede zwischen den ökologischen und konventionellen Betrieben sowie Einflüsse der Produktionsrichtungen und der Standortbedingungen. Die ökologischen Anbausysteme zeichnen sich durch relativ hohe Leguminosenanteile aus. Wegen der Futternutzung haben die rinderhaltenden Betriebe deutlich höhere Kleegrassanteile ($\bar{x} = 38\%$) als die Marktf Fruchtbetriebe ($\bar{x} = 19\%$), während letztere bis zu 22 % ($\bar{x} = 9\%$) Körnerleguminosen in die Fruchtfolgen integrieren. In den konventionellen Pilotbetrieben sind Körnerleguminosen bedeutungslos; die Milchviehbetriebe erreichen aber teilweise erhebliche Kleegrassanteile (bis 50 %, $\bar{x} = 9\%$), z.B. auf futterwüchsigen Standorten im Voralpenraum.

Die Getreideanteile der Marktf Fruchtbetriebe sind teilweise sehr hoch, in den ökologischen Pilotbetrieben bis zu 83 % ($\bar{x} = 57\%$), in den konventionellen Betrieben bis zu 91 % ($\bar{x} = 63\%$). Die hohe Bodennutzungsintensität konventioneller Anbausysteme spiegelt sich auch im Hackfrucht-/Silomaisanteil wider ($\bar{x} = 30\%$ in den Milchviehbetrieben). Im Mittel übertrifft die Fruchtartendiversität (Shannon-Weaver-Index) der ökologischen Betriebe die der konventionellen Pilotbetriebe.

Tabelle 5.11-2: Betriebsstrukturen und Ertragsleistungen der konventionellen Pilotbetriebe

Kennzahl	ME	Marktf Fruchtbau (n = 12)			Milchvieh / Gemischt (n = 16)		
		Mittel	Min.	Max.	Mittel	Min.	Max.
Standortbedingungen und Betriebsstruktur							
Bodenzahl		58	40	78	46	25	68
Höhenlage	m		0	588		1	780
Niederschlag	mm a ⁻¹		591	1109		589	1507
Jahresdurchschnittstemperatur	°C		7,5	9,7		6,9	10,8
Landwirtschaftliche Nutzfläche (LN)	ha	261	69	1127	130	30	943
Ackerland (AL)	% der LN	97	84	100	57	0	90
Tierbesatz	GV ha ⁻¹	0	0	0	1,6	0,7	3,3
Anbaustruktur							
Getreide	% des AL	63	32	91	38	0	69
Körnerleguminosen	% des AL	0	0	0	1	0	11
Hackfrüchte / Silomais	% des AL	13	0	40	30	0	68
Luzerne-Klee gras	% des AL	1	0	7	9	0	50
Untersaaten	% des AL	0	0	0	0	0	0
Zwischenfrüchte	% des AL	13	0	45	14	0	47
Fruchtartendiversität	Index	1,66	1,01	2,50	1,62	1,17	2,20
Erträge und Leistungen							
Getreideeinheiten-Ertrag	GE ha ⁻¹ LN	91	71	100	70	53	91
Energiebindung	GJ ha ⁻¹ LN	153	107	186	186	124	240
Winterweizen-Korn-Ertrag	dt ha ⁻¹	88	73	101	72	44	103
Luzerne-Klee gras-Ertrag	dt FM ha ⁻¹	615	615	615	512	400	690

Die Ertragsleistungen werden nach verschiedenen Kriterien beurteilt (Tabelle 5.11-1 und Tabelle 5.11-2). Beim Winterweizenertrag und allen anderen Ertragsparametern zeigen sich bedeutende Unterschiede zwischen ökologischem und konventionellem Landbau, zugleich aber auch eine enorme einzelbetriebliche Variabilität, bedingt durch Standort-, Witterungs- und Managementeinflüsse.

In ökologischen Marktf Fruchtbetrieben betrug der Weizenertrag \bar{x} 37 dt ha⁻¹ (= 42 % des Ertrages der konventionellen Marktf Fruchtbetriebe), in den Milchvieh-/Gemischtbetrieben \bar{x} 40 dt ha⁻¹ (= 56 % des Ertrages der konventionellen Milchvieh-/Gemischtbetriebe). In den ökologischen Gemischtbetrieben wurden somit trotz ungünstiger Standortbedingungen höhere absolute und relative Weizenerträge als im ökologischen Marktf Fruchtbau erzielt. Zu beachten ist, dass standortbedingt nicht in allen Pilotbetrieben Weizen angebaut wurde (öko = 19 Betriebe, kon = 22 Betriebe mit Weizenanbau).

Die Auswertung der Weizenerträge auf Testflächen der Pilotbetriebe ergibt im Mittel der Jahre einen Relativertrag der ökologischen Pilotbetriebe von 55 % des Ertrages der konventionellen Pilotbetriebe, wobei deutliche Jahreseffekte und regionale Unterschiede auftreten (Abbildung 5.11-1). Im Mittel der

Untersuchungsjahre und Testflächen betrug der Weizenertrag $47,1 \text{ dt ha}^{-1}$ (öko) bzw. $85,1 \text{ dt ha}^{-1}$ (kon). Die Erträge auf den Testflächen lagen somit etwas über den Durchschnittserträgen der Betriebe, was u.a. auf die Auswahl der Testflächen zurückzuführen ist (keine Hanglagen, keine Schlagränder, etc.). Auffallend sind die relativ niedrigen Öko-Weizenerträge der Region Nord (40 % bzw. 48 % von kon) im Vergleich zur Region West (66 % bzw. 77 % von kon) (Abbildung 5.11-1).

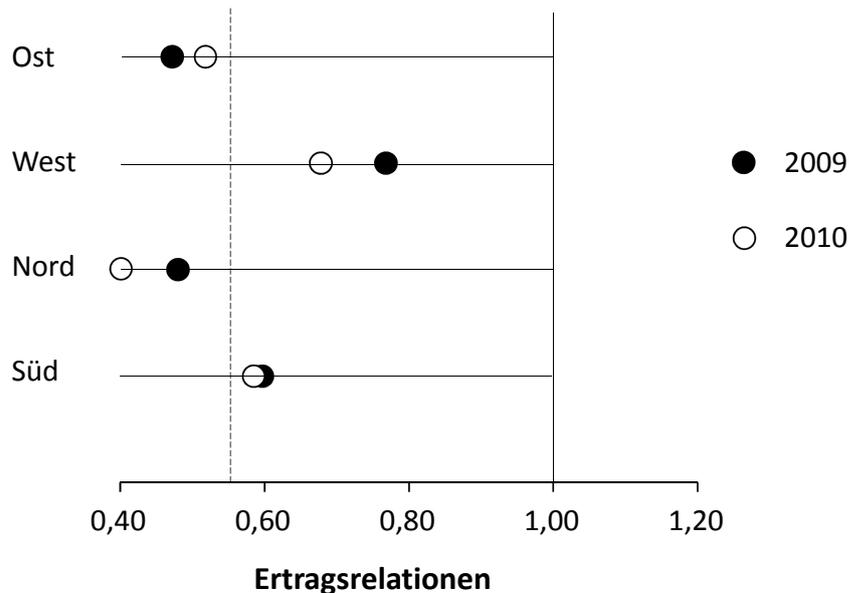


Abbildung 5.11-1: Winterweizenerträge der ökologischen Pilotbetriebe in Relation zu den Erträgen der konventionellen Pilotbetriebe, differenziert nach Untersuchungsregionen und -jahren (Ertrag der konventionellen Betriebe = 1; ermittelt auf Testflächen der Betriebe).

Die Gegenüberstellung ausgewählter Ertragsleistungen (Abbildung 5.11-2) in Abhängigkeit von der Betriebsform zeigt ein höheres Ertragsniveau der Milchvieh-/Gemischtbetriebe; bei allen ausgewerteten Ertragsparametern übertrafen diese Betriebe deutlich die Leistungen der Marktfruchtbetriebe. Als Bezugsbasis zur Ermittlung der Relativerträge wurde jeweils der Ertrag im Mittel der konventionellen Betriebe gewählt (Vergleich der ökologischen Marktfruchtbetriebe mit den konventionellen Marktfruchtbetrieben und Vergleich der ökologischen Gemischtbetriebe mit den konventionellen Gemischtbetrieben). Die Wahl dieser Bezugsbasis trägt den differenzierten Standortbedingungen Rechnung (z.B. im Mittel höhere Bodenzahlen der Marktfruchtbetriebe; siehe Tabelle 5.11-1 und Tabelle 5.11-2).

Mit Hilfe des Maßstabs „Getreideeinheiten“ (GE) wurden alle Ernteprodukte nach ihrem Wert für die Human- und Tierernährung bewertet und aggregiert. Beim Vergleich der GE-Erträge zeigen sich ähnliche Ertragsrelationen wie beim Weizen; die ökologischen Marktfruchtbetriebe erreichen 42 %, die Milchvieh-/Gemischtbetriebe 63 % der Ertragsleistungen der konventionellen Pilotbetriebe (Abbildung 5.11-2).

Die Energiebindung der geernteten pflanzlichen Biomasse (GJ ha^{-1}) fasst alle Ernteprodukte (auch Nebenprodukte, z.B. Stroh) nach ihrem physikalischen Brennwert zusammen. Entsprechend wird z.B. Weizenstroh mit $17,7 \text{ MJ kg}^{-1} \text{ TM}$ im Vergleich zu Weizenkorn ($18,6 \text{ MJ kg}^{-1} \text{ TM}$) relativ hoch bewertet, unabhängig von der Nutzung (Einstreu, Futtermittel, energetische Verwertung). Auf die Höhe der Energiebindung hat nicht nur die Biomassebildung (Netto-Primärproduktion), sondern auch der Harvestindex entscheidenden Einfluss; dieser ist u.a. abhängig vom Korn:Stroh-Verhältnis, der Strohverwendung (Strohdüngung oder Strohernte), der Klee grasverwendung (Klee grasmulch oder Klee grasernte). Dies erklärt, warum die ökologischen Milchvieh-/Gemischtbetriebe beim Parameter „Energiebindung“ die ökologischen Marktfruchtbetriebe so deutlich übertreffen ($\bar{x} = 128 \text{ GJ ha}^{-1}$ im Vergleich zu 77 GJ ha^{-1}).

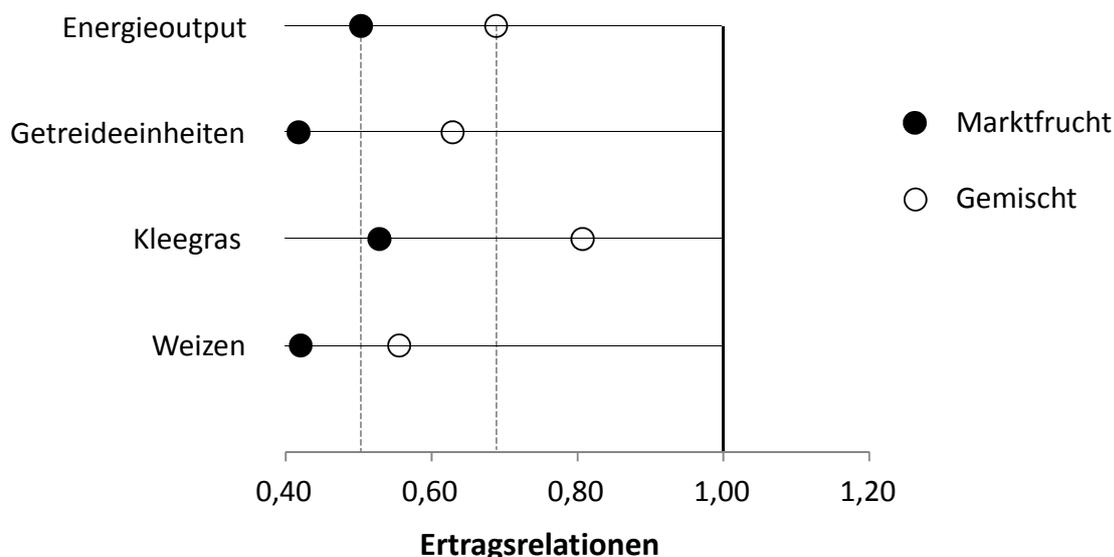


Abbildung 5.11-2: Erträge und Energieoutput der ökologischen Betriebe in Relation zu den Erträgen der konventionellen Betriebe, differenziert nach Marktfrucht- und Gemischtbetrieben (Ertrag der konventionellen Marktfrucht- und Gemischtbetriebe = 1), dargestellt sind der GE-Ertrag je ha LN, die Energiebindung im Ertrag je ha LN, der TM-Ertrag bei Klee gras und der Frischmasseertrag bei Weizen).

Die höheren GE- und GJ-Erträge der ökologischen Gemischtbetriebe stehen auch im Zusammenhang mit der besseren Stickstoffversorgung (Zufuhr organischer Dünger: $90 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in ökologischen Gemischtbetrieben im Vergleich zu $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in ökologischen Marktfruchtbetrieben) und der besseren Humusversorgung (Humussaldo: $227 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Gemischtbetrieben im Vergleich zu $-9 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Marktfruchtbetrieben; vgl. Tabelle 5.11-3). Auch die Zufuhr anderer ertragsrelevanter Makro- und Mikronährstoffe (in den Tabellen nicht ausgewiesen) ist wesentlich von der Einbindung der Tierhaltung in betriebliche Stoffkreisläufe abhängig. Darüber hinaus ist zu beachten, dass einige Marktfruchtbetriebe während der Projektlaufzeit mit der Biogaserzeugung begonnen haben, wodurch die Nährstoffströme zum Teil deutlich intensiviert wurden (z.B. Pilotbetrieb 14, Abbildung 5.11-4).

5.11.3.2 Stoff- und Energiebilanzen

Ergebnisse der Humusbilanzierung

Die Humusbilanzergebnisse zeigen, dass nicht nur deutliche Unterschiede zwischen konventionellen und ökologischen Betrieben bestehen; auch die Betriebsstruktur (viehlos, viehhaltend, Anbaustruktur) hat erheblichen Einfluss auf die Humusversorgung (Tabelle 5.11-3 und Tabelle 5.11-4). Die größte Humusanreicherung ($> 200 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) ist in den ökologischen Gemischtbetrieben mit einem mittleren Tierbesatz von $0,9 \text{ GV ha}^{-1}$ (überwiegend Milchkühe) zu erwarten, weil aufgrund des Kleeergrasanteils (\bar{x} 38 % der Ackerfläche) und der anfallenden Wirtschaftsdünger (Stalldung, Gülle, Kompost) den Böden große Mengen organischer Substanz zugeführt werden. Kleeergrasanbau führt – je nach Ertragsniveau – zum Humusaufbau und zur Kohlenstoffbindung von etwa 500 bis $1000 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Hülsbergen und Schmid, 2008). In den Marktfruchtbetrieben erfolgt die Humuszufuhr vor allem durch Stroh- und Gründüngung. Für konventionelle Marktfruchtbetriebe wurden negative Humussalden berechnet. Diese Betriebe weisen höhere Getreide- und Hackfruchtanteile auf. Leguminosen werden derzeit nicht angebaut. In den konventionellen Gemischtbetrieben ist die Humusbilanz bei einem hohen Tierbesatz ($1,6 \text{ GV ha}^{-1}$) aufgrund des Wirtschaftsdüngeranfalls nahezu ausgeglichen, allerdings bei hohem Futtermittelzukauf (= Zufuhr organischer Substanz in die Betriebssysteme, vgl. Frank et al., 2013).

Ergebnisse der Stickstoffbilanzierung

Als mittlerer Immissionswert wurden für alle Pilotbetriebe N-Depositionen in Höhe von 20 kg N ha^{-1} angenommen. Die ökologischen Marktfruchtbetriebe weisen mit 102 bis 167 (\bar{x} 134) kg N ha^{-1} die geringsten N-Inputs im Betriebsvergleich auf. Ökologische Gemischtbetriebe führen den Böden, abhängig vom Tierbesatz und der symbiontischen N_2 -Fixierung, 98 bis 247 (\bar{x} 172) kg N ha^{-1} zu und erreichen zum Teil so hohe N-Inputs wie die konventionellen Betriebe (Marktfruchtbetriebe: \bar{x} 250 kg N ha^{-1} , Milchvieh-/Gemischtbetriebe: \bar{x} 270 kg N ha^{-1}). Während in den konventionellen Marktfruchtbetrieben die N-Zufuhr mit Mineralstickstoff überwiegt (\bar{x} 160 $\text{kg Mineral-N ha}^{-1}$, \bar{x} 25 $\text{kg Organischer-N ha}^{-1}$), dominiert in den Milchvieh-/Gemischtbetrieben die organische Düngung (\bar{x} 77 $\text{kg Mineral-N ha}^{-1}$, \bar{x} 138 $\text{kg Organischer-N ha}^{-1}$). Im ökologischen Marktfruchtbau ist die N_2 -Fixierung die wichtigste N-Zufuhr, in den ökologischen Milchvieh-/Gemischtbetrieben sind es die Wirtschaftsdünger. Insgesamt ist zu konstatieren, dass mit den Pilotbetrieben, gemessen am N-Input, sehr unterschiedliche Intensitätsniveaus erfasst werden.

Die N-Entzüge der Betriebsgruppen unterscheiden sich deutlich. Die ökologischen Marktfruchtbetriebe erreichen 60 %, die ökologischen Gemischtbetriebe 78 % der N-Entzüge der entsprechenden konventionellen Pilotbetriebe. Bemerkenswert ist, dass die N-Abfuhr (geerntete Biomasse) der ökologischen Gemischtbetriebe im Mittel 85 kg N ha^{-1} über denen der ökologischen Marktfruchtbetriebe liegen. Wesentliche Ursachen sind die relativ hohen Kleeergrasanteile (hoher TM-Ertrag und hoher N-Gehalt im Erntegut) sowie die fast vollständige Ernte des Kleeergrases (hoher N-Harvestindex) im Vergleich zu Kleeergras-Mulchsystemen im Marktfruchtbau. Dies bedeutet, dass durch die inner- oder überbetriebliche Nutzung der aufgewachsenen Biomasse als Futter das Ertrags- und N-Entzugsniveau des Gesamtbetriebes deutlich angehoben werden kann.

Um die N-Salden und N-Verlustpotenziale möglichst genau zu charakterisieren, sind in den N-Bilanzen die Boden-N-Vorratsänderungen (ΔN_{org}) einbezogen. Nach den Ergebnissen der Humusbilanz wurden Veränderungen der N_{org} -Vorräte von -14 bis $+ 11 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ berechnet. Demnach besteht in der ökologischen Milchviehhaltung das Potenzial der N-Speicherung in der organischen Bodensubstanz, während im konventionellen Marktfruchtbau mit einer Netto-N-Mineralisation und Abnahme der Boden-N-Vorräte zu rechnen ist. Bei den beiden anderen Betriebsgruppen ist von einem C- und N-Fließgleichgewicht auszugehen ($\Delta N_{\text{org}} \approx 0$).

Die N-Salden der ökologisch wirtschaftenden Betriebe (Marktfruchtbau: $\bar{x} 20 \text{ kg N ha}^{-1}$, Milchvieh-/Gemischtbetriebe: $\bar{x} -10 \text{ kg N ha}^{-1}$) sind deutlich geringer als die N-Salden der konventionellen Betriebe (Marktfruchtbau: $\bar{x} 74 \text{ kg N ha}^{-1}$, Milchvieh-/Gemischtbetriebe: $\bar{x} 56 \text{ kg N ha}^{-1}$). Einzelne konventionelle Betriebe weisen sehr hohe N-Salden bis 129 kg N ha^{-1} auf. Die mittleren flächenbezogenen N-Salden der tierhaltenden Betriebe sind niedriger als die der Marktfruchtbetriebe, was auf eine gute N-Ausnutzung der applizierten organischen Dünger sowie dem N-Bedarf der Kulturpflanzen und dem Wirtschaftsdüngeraufkommen angepasste Mineral-N-Gaben hinweist.

Die teilweise ermittelten negativen N-Salden weisen auf die mögliche Unterschätzung einzelner N-Zufuhren (z.B. der N-Deposition oder der N_2 -Fixierleistung) bzw. die Überschätzung der N-Entzüge (z.B. Proteingehalte) hin. Sie können aber auch durch jahresspezifische Effekte entstehen (Ausnutzung von Residual-N aus Vorjahren). Treten langjährig negative N-Salden auf, so ist dies als nicht nachhaltige Wirtschaftsweise einzustufen. Unter diesen Bedingungen ist eine Verminderung der Boden-N-Vorräte zu erwarten.

Ergebnisse der Energiebilanzierung

Die ökologischen Marktfruchtbetriebe weisen im Mittel den geringsten, die konventionellen Milchvieh-/Gemischtbetriebe den höchsten flächenbezogenen Einsatz fossiler Energie auf (Tabelle 5.11-3 und Tabelle 5.11-4). Der Energieinput kann als zuverlässiger Indikator der Bewirtschaftungs- bzw. der Regelungs- und Eingriffsintensität betrachtet werden, weil praktisch jeder Arbeitsgang und jeder Betriebsmitteleinsatz mit einem Energieeinsatz verbunden ist. Der deutlich höhere flächenbezogene Energieinput der konventionellen Betriebe wird durch den Mineral-N- und Pflanzenschutzmitteleinsatz verursacht.

Der Netto-Energieoutput („Energiegewinn“ der Pflanzenproduktion) steht in enger Beziehung zum Ertrag bzw. zur Energiebindung. Die konventionellen Betriebssysteme sind hinsichtlich der Netto-Energiebindung den ökologischen Betriebssystemen eindeutig überlegen, die Milchvieh-/Gemischtbetriebe erzielen im Pflanzenbau eine höhere Energiebindung als die Marktfruchtbetriebe.

Die Energieintensität der ökologischen Marktfrucht- und Gemischtbetriebe liegt nahezu auf gleichem Niveau ($\bar{x} 175$ bzw. $\bar{x} 172 \text{ MJ GE}^{-1}$). Die konventionellen Marktfruchtbetriebe wirtschaften im Mittel etwas energieeffizienter ($\bar{x} 150 \text{ MJ GE}^{-1}$), die konventionellen Milchvieh-/Gemischtbetriebe setzen hingegen mehr fossile Energie je Produkteinheit ein ($\bar{x} 204 \text{ MJ GE}^{-1}$). Die Ergebnisse zu den Output/Input-Verhältnissen zeigen, dass im Pflanzenbau generell deutlich mehr Energie im Ernteertrag gebunden als mit fossiler Energie zugeführt wird. Das Output/Input-Verhältnis der Pilotbetriebe beträgt 7 bis 23:1, wobei die ökologischen Pilotbetriebe im Mittel bei diesem Indikator etwas besser als die konventionellen Pilotbetriebe bewertet sind.

Ergebnisse der Treibhausgasbilanzierung

Die THG-Bilanz integriert die Aussagen der zuvor dargestellten Stoff- und Energiebilanzen. Die anbaubedingten flächenbezogenen CO₂-Emissionen der ökologischen Pilotbetriebe erreichen nur etwa 50 % der CO₂-Emissionen der konventionellen Betriebe. Auffallend sind die deutlich geringeren CO₂-Emissionen konventioneller Milchvieh-/Gemischtbetriebe (\bar{x} 671 kg CO₂ ha⁻¹), verglichen mit den konventionellen Marktfruchtbetrieben (1059 kg CO₂ ha⁻¹), was hauptsächlich auf den unterschiedlichen Mineral-N-Einsatz zurückzuführen ist.

Die C-Sequestrierung ist aus den Ergebnissen der Humusbilanz abgeleitet. Demnach sind die Böden der ökologischen Milchvieh-/Gemischtbetriebe im Mittel eine CO₂-Senke, die Böden der konventionellen Marktfruchtbetriebe im Mittel eine CO₂-Quelle, während sich die Böden der beiden anderen Betriebsgruppe nahezu im C-Fließgleichgewicht befinden. Allerdings ist gerade bei diesem Parameter auf die enorme einzelbetriebliche Variabilität der Bilanzergebnisse hinzuweisen.

Die N₂O-Emissionen korrelieren direkt mit dem N-Input und erreichen daher in den ökologischen Marktfruchtbetrieben mit \bar{x} 771 kg CO_{2 eq} ha⁻¹ die geringsten, in den konventionellen Milchvieh-/Gemischtbetrieben mit \bar{x} 1418 kg CO_{2 eq} ha⁻¹ die höchsten Werte.

Die Gesamtauswertung zeigt, dass die Milchvieh-/Gemischtbetriebe im Pflanzenbau geringere flächen- und produktbezogene CO_{2 eq}-Emissionen als die Marktfruchtbetriebe, die ökologischen Pilotbetriebe insgesamt geringere flächen- und produktbezogene CO_{2 eq}-Emissionen als die konventionellen Pilotbetriebe aufweisen.

Flächenbezogen wurden folgende THG-Emissionen ermittelt: öko, Marktfrucht: 1297 kg CO_{2 eq} ha⁻¹; öko, Gemischt: 812 kg CO_{2 eq} ha⁻¹; kon, Marktfrucht: 2988 kg CO_{2 eq} ha⁻¹; kon, Gemischt: 2204 kg CO_{2 eq} ha⁻¹; produktbezogen betragen die THG-Emissionen: öko, Marktfrucht: 17 kg CO_{2 eq} GJ⁻¹; öko, Gemischt: 7 kg CO_{2 eq} GJ⁻¹; kon, Marktfrucht: 20 kg CO_{2 eq} GJ⁻¹; kon, Gemischt: 12 kg CO_{2 eq} GJ⁻¹.

Es wird aber auch deutlich, dass die Schwankungen innerhalb der Betriebsgruppen größer sind als die Unterschiede zwischen den Betriebsgruppen. All dies weist darauf hin, dass die THG-Emissionen in erster Linie einzelbetrieblich zu bewerten sind; die Vielfalt der Standort- und Managementeinflüsse spiegelt sich in den THG-Bilanzen wider und macht generalisierende Aussagen zu systembedingten Unterschieden (z.B. ökologisch vs. konventionell, viehlos vs. viehhaltend) schwierig.

Daher erscheint es auch notwendig, Optimierungsstrategien zur Minderung von THG-Emissionen nicht pauschal, sondern standort- und betriebsbezogen abzuleiten.

Tabelle 5.11-3: Stoff- und Energiebilanzen der ökologischen Pilotbetriebe

Kennzahl	ME	Marktfreuchtbau (n = 12)			Milchvieh / Gemischt (n = 16)		
		Mittel	Min.	Max.	Mittel	Min.	Max.
Humusbilanz (Ackerland)							
Humusbedarf	kg C ha ⁻¹	-533	-734	-355	-382	-808	0
Humusmehrleistung	kg C ha ⁻¹	186	94	325	348	0	775
Stroh- und Gründüngung	kg C ha ⁻¹	218	43	317	46	0	201
Wirtschaftsdünger	kg C ha ⁻¹	199	0	288	215	0	576
Stalldung	kg C ha ⁻¹	38	0	72	137	0	477
Gülle, Biogasgülle	kg C ha ⁻¹	35	0	213	101	0	259
Humussaldo	kg C ha ⁻¹	-9	-340	216	227	-143	925
Stickstoffbilanz (Landwirtschaftliche Nutzfläche)							
N-Entzug	kg N ha ⁻¹	115	90	149	170	96	241
N-Abfuhr	kg N ha ⁻¹	77	52	104	162	87	241
N-Zufuhr	kg N ha ⁻¹	134	102	167	172	98	247
Symbiotische N ₂ -Fixierung	kg N ha ⁻¹	42	25	64	49	26	114
Organische Dünger	kg N ha ⁻¹	30	3	74	93	25	166
Mineraldünger	kg N ha ⁻¹	0	0	0	0	0	0
Änderung Bodenvorrat (ΔN_{org})	kg N ha ⁻¹	-1	-30	21	11	-9	49
N-Saldo (mit ΔN_{org})	kg N ha ⁻¹	20	-6	53	-10	-54	49
N-Verwertung	%	85,8			98,8		
Energiebilanz (Landwirtschaftliche Nutzfläche)							
Energieinput	GJ ha ⁻¹	6	4	9	7	5	11
Netto-Energieoutput	GJ ha ⁻¹	67	48	120	119	71	161
Energieintensität	MJ GE ⁻¹	175	104	230	172	136	234
Output/Input-Verhältnis		12	7	19	17	12	23
Treibhausgas-(THG)-bilanz (Landwirtschaftliche Nutzfläche)							
CO ₂ -Emissionen (Anbau)*	kg CO _{2 eq} ha ⁻¹	477	307	790	316	169	540
C-Sequestrierung**	kg CO _{2 eq} ha ⁻¹	49	-795	1168	-423	-1881	337
N ₂ O-Emissionen	kg CO _{2 eq} ha ⁻¹	771	581	965	919	539	1270
THG-Emissionen, flächenbezogen	kg CO _{2 eq} ha ⁻¹	1297	473	2188	812	-415	1653
THG-Emissionen, produktbezogen	kg CO _{2 eq} GE ⁻¹	33	14	47	19	-10	41
THG-Emissionen, produktbezogen	kg CO _{2 eq} GJ ⁻¹	17	7	32	7	-3	16

* CO₂-Emissionen durch den Einsatz fossiler Energie.** Negative Werte bedeuten C-Speicherung im Boden (Humusaufbau), positive Werte CO₂-Abgabe (Humusabbau).

Tabelle 5.11-4: Stoff- und Energiebilanzen der konventionellen Pilotbetriebe

Kennzahl	ME	Marktfreuchtbau (n = 12)			Milchvieh / Gemischt (n = 16)		
		Mittel	Min.	Max.	Mittel	Min.	Max.
Humusbilanz (Ackerland)							
Humusbedarf	kg C ha ⁻¹	-655	-934	-457	-567	-933	0
Humusmehrerleistung	kg C ha ⁻¹	18	0	60	135	0	741
Stroh- und Gründüngung	kg C ha ⁻¹	387	179	551	86	0	253
Wirtschaftsdünger	kg C ha ⁻¹	92	0	488	335	0	1082
Stalldung	kg C ha ⁻¹	10	0	115	168	0	829
Gülle, Biogasgülle	kg C ha ⁻¹	9	0	58	213	0	440
Humussaldo	kg C ha ⁻¹	-158	-710	94	-12	-638	760
Stickstoffbilanz (Landwirtschaftliche Nutzfläche)							
N-Entzug	kg N ha ⁻¹	190	157	210	217	168	324
N-Abfuhr	kg N ha ⁻¹	150	119	166	206	152	324
N-Zufuhr	kg N ha ⁻¹	250			270		
Symbiotische N ₂ -Fixierung	kg N ha ⁻¹	3	0	13	23	4	80
Organische Dünger	kg N ha ⁻¹	25	0	60	138	61	243
Mineraldünger	kg N ha ⁻¹	160	95	227	77	0	173
Änderung Bodenvorrat (ΔN_{org})	kg N ha ⁻¹	-14	-62	9	-3	-46	32
N-Saldo (mit ΔN_{org})	kg N ha ⁻¹	74	14	118	56	-29	129
N-Verwertung	%	76,0			80,4		
Energiebilanz (Landwirtschaftliche Nutzfläche)							
Energieinput	GJ ha ⁻¹	13	10	17	14	11	18
Netto-Energieoutput	GJ ha ⁻¹	138	93	176	171	115	223
Energieintensität	MJ GE ⁻¹	150	126	183	204	136	273
Output/Input-Verhältnis		11	8	17	13	10	17
Treibhausgas-(THG)-bilanz (Landwirtschaftliche Nutzfläche)							
CO ₂ -Emissionen (Anbau)*	kg CO _{2 eq} ha ⁻¹	1059	784	1425	671	371	1017
C-Sequestrierung**	kg CO _{2 eq} ha ⁻¹	550	-345	2397	116	-1257	1764
N ₂ O-Emissionen	kg CO _{2 eq} ha ⁻¹	1379	923	1778	1418	1097	1933
THG-Emissionen, flächenbezogen	kg CO _{2 eq} ha ⁻¹	2988	2133	4995	2204	956	4028
THG-Emissionen, produktbezogen	kg CO _{2 eq} GE ⁻¹	33	22	51	32	15	52
THG-Emissionen, produktbezogen	kg CO _{2 eq} GJ ⁻¹	20	13	29	12	5	22

* CO₂-Emissionen durch den Einsatz fossiler Energie.** Negative Werte bedeuten C-Speicherung im Boden (Humusaufbau), positive Werte CO₂-Abgabe (Humusabbau).

5.11.3.3 Betriebliche Stickstoffkreisläufe

Mit dem Modell REPRO wurden betriebliche Stoffkreisläufe (N-, C-, P-Kreisläufe) für alle Pilotbetriebe berechnet; die Ergebnisse sind graphisch darstellbar (Beispiele in Abbildung 5.11-3 bis 5.11-6). In den Abbildungen, die auch der Betriebsberatung dienen und allen Pilotbetrieben zur Verfügung gestellt werden, sind nur wesentliche N-Flüsse und ausgewählte N-Pools ausgewiesen. Bei der Darstellung der N-Kreisläufe geht es darum, die für das Betriebssystem charakteristischen Stoffflussbeziehungen zu kennzeichnen, mengenmäßig unbedeutende N-Flüsse werden ausgeblendet. Aufgrund dieser Vereinfachungen kann es Abweichungen zwischen den Inputs, Outputs und Bestandesänderungen geben (kein vollständiger Bilanzausgleich). In den Abbildungen sind die mit dem Modell berechneten, mit einander vernetzten schlag-, fruchtarten- und tierartenspezifischen N-Flüsse und Teilbilanzen nicht darstellbar; diese Informationen stehen aber für Detailanalysen und zur Interpretation der Bilanzergebnisse zur Verfügung.

Im folgenden Überblick werden vier ausgewählte Pilotbetriebe mit unterschiedlicher Struktur und Bewirtschaftungsintensität anhand der betrieblichen N-Kreisläufe charakterisiert.

Pilotbetrieb 24 (Region Süd)

Der konventionelle Marktfruchtbetrieb befindet sich im bayerischen Tertiärhügelland (Höhenlage 500 m NN, Jahresdurchschnittstemperatur 7,5 °C, Niederschlag 800 mm a⁻¹, Bodenzahl: \bar{x} 55). Der Betrieb ist relativ einfach strukturiert; es dominiert der Getreideanbau mit 77 % der AF (Winterweizen auf 53 % der AF); Raps wird auf 23 % der AF angebaut. Die Fruchtartendiversität ist mit 1,58 sehr gering.

Das Betriebssystem ist Mineral-N basiert (186 kg N ha⁻¹) und „durchflussorientiert“, d.h. es existiert nur ein Stoffkreislauf über die Stroh- und Gründüngung. Der N-Export mit den pflanzlichen Marktprodukten ist relativ hoch (137 kg N ha⁻¹). Die Differenz zwischen Mineral-N-Input und Marktfrucht-N-Output beträgt 49 N ha⁻¹. Unter Berücksichtigung aller N-Inputs in das Betriebssystem sowie der Boden-N-Vorratsänderung (Netto-N-Mineralisation: 11,4 kg N ha⁻¹, negativer Humussaldo) erreicht der N-Saldo 96 kg ha⁻¹. Die N₂O-Emissionen nach IPCC (= 1,25 % des zugeführten N) betragen 3,5 kg N₂O-N ha⁻¹, unter Verwendung eines standortspezifischen Emissionsfaktors (2,50 % des zugeführten N, vgl. Peter et al., 2013) 7,0 kg N₂O-N ha⁻¹ (die einzelnen N-Verlustpfade sind nicht in der Abbildung dargestellt). Insgesamt wird für diesen Marktfruchtbetrieb ein relativ hohes N-Verlustpotenzial ausgewiesen.

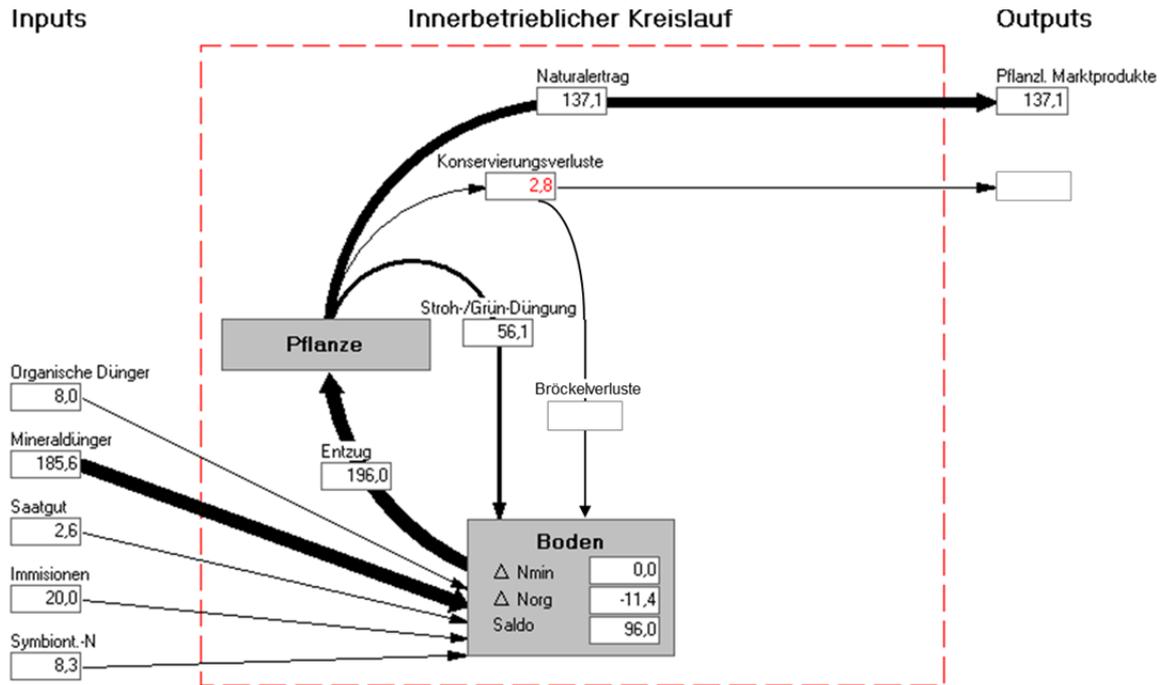


Abbildung 5.11-3: Stickstoffkreislauf im Mittel der landwirtschaftlichen Nutzfläche ($\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) des Pilotbetriebs 24, Region Süd (Bayerisches Tertiärhügelland), Konventioneller Landbau, Marktfruchtbetrieb, 0 GV ha^{-1} , Weizen- und Rapsanbau.

Pilotbetrieb 14 (Region Süd)

Der ökologische Marktfruchtbetrieb befindet sich im bayerischen Tertiärhügelland (Höhenlage 471 m NN, Jahresdurchschnittstemperatur $7,5 \text{ }^\circ\text{C}$, Niederschlag 816 mm a^{-1} , Bodenzahl: $\bar{x} 57$). Während der Projektlaufzeit wurde im Betrieb eine Biogasanlage installiert, in der vor allem Klee gras energetisch verwertet wird (aus eigener Produktion sowie aus anderen Biobetrieben). Die im Betrieb mit Biogasgülle ausgebrachte N-Menge (49 kg N ha^{-1}) entspricht etwa der N-Menge der eigenbetrieblich erzeugten Gärsubstrate. Vereinfachend (und weil es sich um eine von mehreren Betrieben genutzte Biogasanlage handelt) sind die Stoffströme zur Biogasanlage und von der Biogasanlage zu den Flächen als In- und Outputs über die Betriebsgrenze dargestellt. Die Umstellung auf Biogaswirtschaft erfolgte mit dem Ziel, die N-Kreisläufe zu intensivieren, mehr pflanzenverfügbaren Dünger-N im Marktfruchtbau einzusetzen und das Ertragsniveau anzuheben. Im Untersuchungszeitraum wurde die Umstellungsphase auf das neue Betriebssystem mit Biogaswirtschaft erfasst. Die vorhandene Tierhaltung (Puten, Mutterkühe) ist für die N-Kreisläufe unbedeutend ($< 0,1 \text{ GV ha}^{-1}$).

Der N-Entzug ist mit 127 kg N ha^{-1} für einen ökologischen Marktfruchtbetrieb überdurchschnittlich hoch (vgl. Tabelle 5.11-3). Der N-Saldo beträgt unter Berücksichtigung der Boden-N-Vorratsänderung (9 kg N ha^{-1} Netto-N-Immobilisation durch Humusaufbau) unter 10 kg N ha^{-1} , das N_2O -Verlustpotenzial $1,9$ bis $3,8 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$. Der Betrieb befindet sich noch in der Anfangsphase der Biogaswirtschaft; die Systemwirkungen der Betriebsumstellung auf die Erträge, N-Entzüge, N-Verluste und N-Effizienz können daher noch nicht sicher beurteilt werden; hierzu sind weitere Untersuchungsjahre notwendig. Der

Betrieb hatte im Jahr 2009 Ertragsausfälle durch Hagelschäden, wodurch die N-Entzüge vermindert wurden. So betrug der Weizenertrag 15 dt ha⁻¹ (2009) bzw. 46 dt ha⁻¹ (2010).

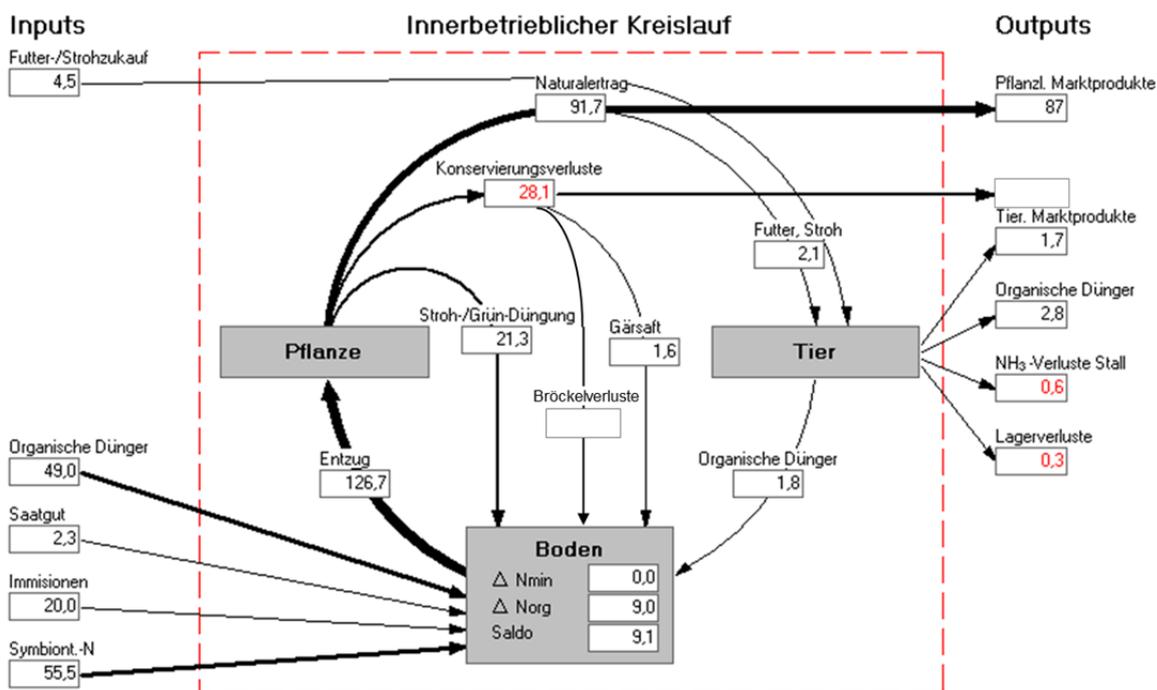


Abbildung 5.11-4: Stickstoffkreislauf im Mittel der landwirtschaftlichen Nutzfläche (kg N ha⁻¹ a⁻¹) des Pilotbetriebs 14, Region Süd (Bayerisches Tertiärhügelland), Ökologischer Landbau, Marktfruchtbetrieb, 0,1 GV ha⁻¹, Weizen-, Roggen- und Kleegrasanbau, Nutzung von Kleegras in einer Biogasanlage, Einsatz von Gärresten.

Pilotbetrieb 68 (Region Ost)

Der konventionelle Gemischtbetrieb befindet sich in der Region Ost, in Sachsen, im Bereich der Mittleren Mulde (Höhenlage 110 m NN, Jahresdurchschnittstemperatur 9,1 °C, Niederschlag 586 mm a⁻¹, Bodenzahl: \bar{x} 54). Der Tierbesatz (überwiegend Milchkühe, Rinder) beträgt 1,01 GV ha⁻¹. Der Betrieb ist sehr vielseitig strukturiert. Trotz des relativ hohen Tierbesatzes wird eine umfangreiche pflanzliche Marktproduktion betrieben (N-Export = 51 kg N ha⁻¹), andererseits gelangen etwa gleiche N-Mengen mit dem Futterzukauf in den Betriebskreislauf (52 kg N ha⁻¹), d.h. die Tierhaltung basiert zu erheblichen Anteilen auf Zukauffutter (39 % des Futterprotein-N stammen aus dem Zukauf). Der Betrieb hat eine relativ hohe Fruchtartendiversität (2,20); die Anbauanteile betragen: 64 % Getreide, 15 % Ölfrüchte, 20 % Hackfrüchte / Mais. Die Erträge sind auf mittleren Niveau (75,1 GE ha⁻¹, Winterweizen: 67,8 dt ha⁻¹).

Der Mineral-N-Einsatz (95 kg ha⁻¹) ist den N-Entzügen und dem Wirtschaftsdüngeraufkommen gut angepasst, so dass sich moderate N-Salden ergeben (57 kg N ha⁻¹ mit ΔN_{org} , 36,9 kg N ha⁻¹ ohne Berücksichtigung von ΔN_{org}). Der Betrieb wirtschaftet in einem Trinkwassereinzugsgebiet, woraus sich

Restriktionen bezüglich des N-Einsatzes sowie der N-Salden ergeben. Größere N-Verlustpotenziale sind für die Tierhaltung aufgrund der Lagerbedingungen (Festmistsystem) ausgewiesen.

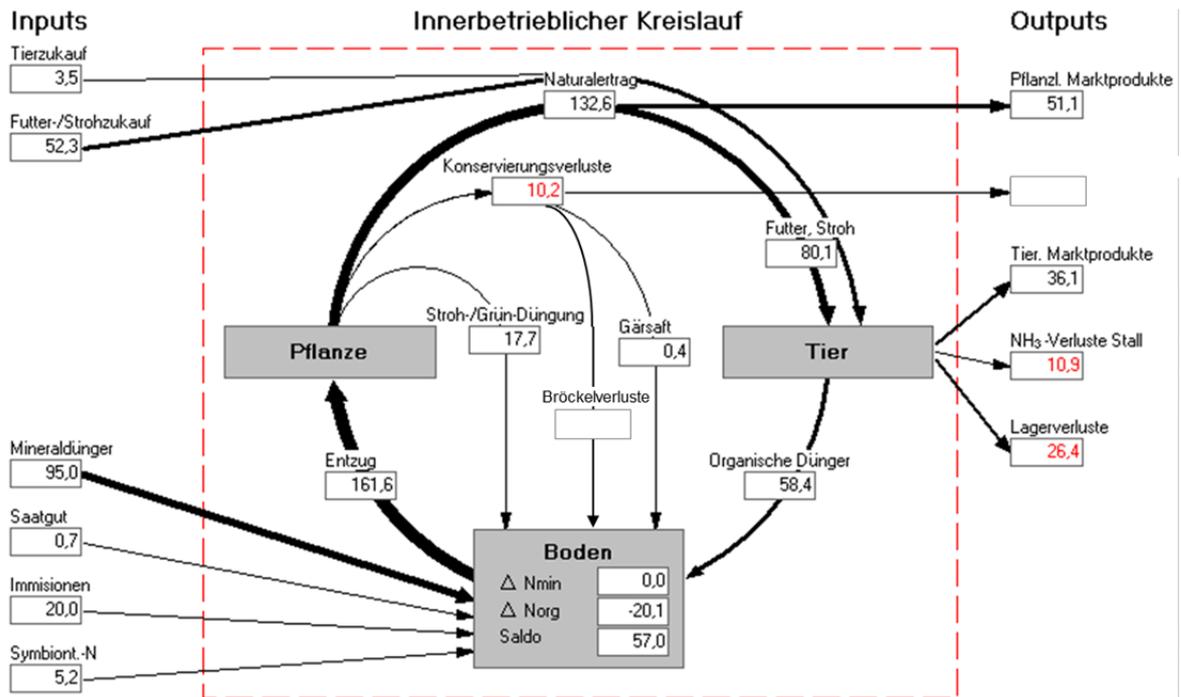


Abbildung 5.11-5: Stickstoffkreislauf im Mittel der landwirtschaftlichen Nutzfläche ($\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) des Pilotbetriebs 68, Region Ost (Sachsen, Mittlere Mulde), Konventioneller Landbau, Gemischtbetrieb, $1,0 \text{ GV ha}^{-1}$ (Milchkühe, Rinder), Getreide-, Ölfrucht- und Hackfruchtanbau.

Pilotbetrieb 73 (Region Nord)

Der ökologische Gemischtbetrieb befindet sich in der Region Nord, in Mecklenburg-Vorpommern in Küstennähe (Höhenlage 12 m NN, Jahresdurchschnittstemperatur $8,4 \text{ }^\circ\text{C}$, Niederschlag 680 mm a^{-1} , Bodenzahl: \bar{x} 53). Der Tierbesatz (Milchkühe, Rinder) beträgt $0,27 \text{ GV ha}^{-1}$.

Der Betrieb hat eine hohe Fruchtartendiversität (2,84). Im Anbau dominieren die Fruchtartengruppen Getreide (63 % AL), Klee gras (17 % AL) und Körnerleguminosen (13 %). In geringerem Umfang werden Silomais (4 % AL) und Ölfrüchte (3 % AL) angebaut. Der Betrieb erzeugt $47,1 \text{ GE ha}^{-1}$; der Weizen-ertrag beträgt $39,4 \text{ dt ha}^{-1}$.

Die wichtigste N-Zufuhr in das Betriebssystem ist die symbiontische N₂-Fixierung (56 kg N ha^{-1}). Der Betrieb ist hinsichtlich der Futtermittellieferung weitgehend autark; die N-Zufuhr mit Futtermittelzukaufen beträgt $7 \text{ kg N ha}^{-1} = 17 \%$ des Futter-N-Einsatzes in der Tierhaltung. Die Humusbilanz ($\Delta N_{\text{org}} = 1,7 \text{ kg N ha}^{-1}$) und die Stickstoffbilanz des Betriebes ($N\text{-Saldo} = 6,5 \text{ kg N ha}^{-1}$) sind nahezu ausgeglichen.

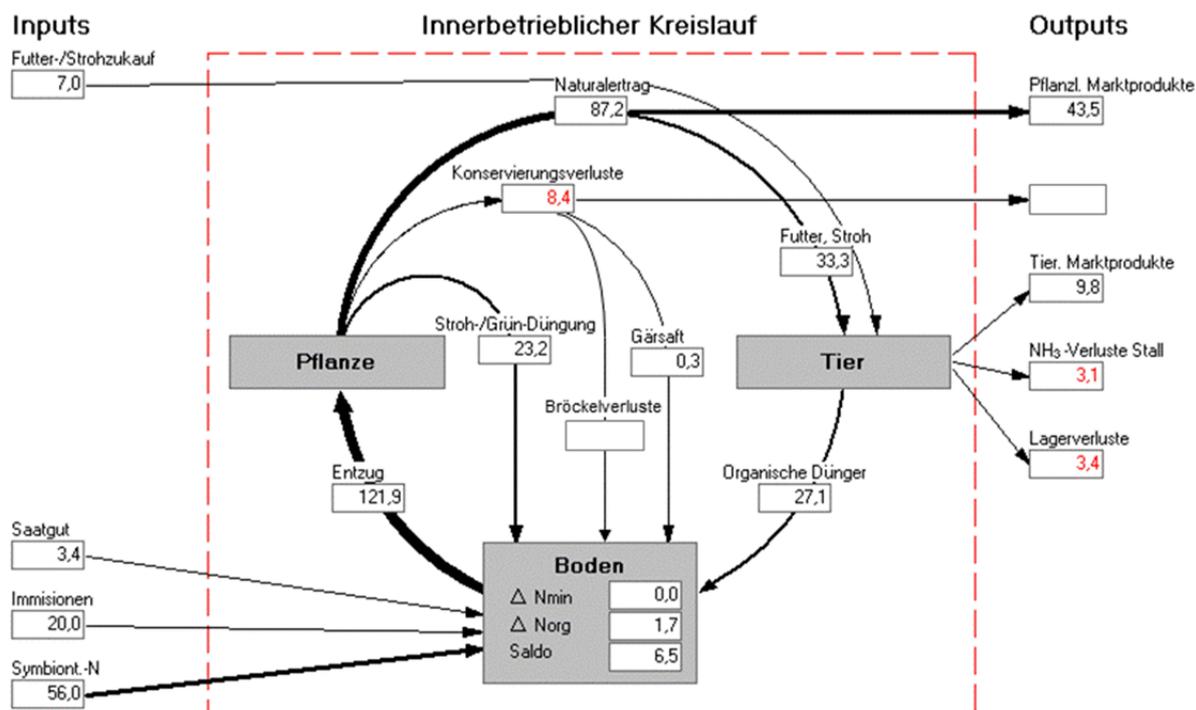


Abbildung 5.11-6: Stickstoffkreislauf im Mittel der landwirtschaftlichen Nutzfläche ($\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) des Pilotbetriebs 73, Region Nord (Mecklenburg-Vorpommern), Ökologischer Landbau, Gemischtbetrieb, $0,27 \text{ GV ha}^{-1}$ (Milchkühe, Rinder), Getreide-, Körnerleguminosen und Kleegrasanbau.

Insgesamt belegen die betrieblichen Stickstoffkreisläufe eindrucksvoll, dass mit den Pilotbetrieben sehr unterschiedliche Betriebssysteme erfasst werden (hier wurden nur wenige Beispiele dargestellt). Jeder Betrieb ist letztlich ein Einzelfall mit spezifischen Bedingungen; dennoch lassen sich in der Gesamtschau der Betriebe generalisierende Einschätzungen ableiten.

Die komplexen Stoffflussbeziehungen, z.B. die N-Flüsse im System Boden – Pflanze – Tier – Umwelt sind mit den vorhandenen Daten gut modellierbar und anhand der verfügbaren betrieblichen Kennzahlen und Indikatoren interpretierbar. Ursachen überhöhter N-Verluste oder geringer N-Effizienzen können einzelbetrieblich ermittelt und Optimierungsstrategien zielgenau abgeleitet werden.

5.11.3.4 Betriebsvergleiche

Im folgenden Abschnitt werden Daten (Erträge, Umweltwirkungen) der Pilotbetriebe ($n = 56$) in Diagrammen als Punktwolken bzw. funktionale Beziehungen dargestellt, um Zusammenhänge zwischen einzelnen Parametern (z.B. Energieinput und THG-Emissionen) zu beschreiben und die einzelbetriebliche Variabilität der Werte zu veranschaulichen.

Energiebindung und Energieeffizienz

Die Analyse der flächenbezogenen Energieinputs (Abbildung 5.11-8) zeigt eine Differenzierung der Betriebe in zwei Gruppen (Low-Input-Systeme $< 10 \text{ GJ ha}^{-1}$, überwiegend ökologischer Landbau und High-Input-Systeme $> 10 \text{ GJ ha}^{-1}$, überwiegend konventioneller Landbau). Zwischen Energieinput und -output besteht ein Zusammenhang. Die Betriebe mit dem geringsten Einsatz fossiler Energie (4 bis 6 GJ ha^{-1} , extensiver ökologischer Marktfruchtbau) erreichen Netto-Energieoutputs von 50 bis 75 GJ ha^{-1} , die Betriebe mit dem höchsten Energieeinsatz (18 GJ ha^{-1}) erzielen über 200 GJ ha^{-1} . Das bedeutet, dass auch hohe Intensitäten (hoher Betriebsmitteleinsatz, intensive Anbauverfahren) effizient in Ertragsleistungen umgesetzt werden können, zumindest in dem hier geprüften Intensitätsbereich.

Erkennbar ist aber auch, dass bei gleichem Energieaufwand sehr unterschiedliche Netto-Energieoutputs realisiert werden (teilweise über 100 GJ ha^{-1} Differenz bei gleichem Input). Die Ursachen sind u.a. unterschiedliche Standort- und Ertragspotenziale, unterschiedliche Betriebsstrukturen (Anbau von Fruchtarten mit hohen Ertrags- und Energiebindungspotenzialen wie Zuckerrübe und Mais oder mit geringeren Ertragspotenzialen wie Braugerste oder Körnerleguminosen). Auch die Ertragsverwendung (Ernte von Nebenprodukten, Verwendung der Kleegrasbiomasse, etc.) hat bedeutenden Einfluss.

Einige ökologische Pilotbetriebe erzielen mit 100 bis $> 150 \text{ GJ ha}^{-1}$ Ertragsleistungen, die das Niveau konventioneller Betriebe erreichen oder sogar übertreffen.

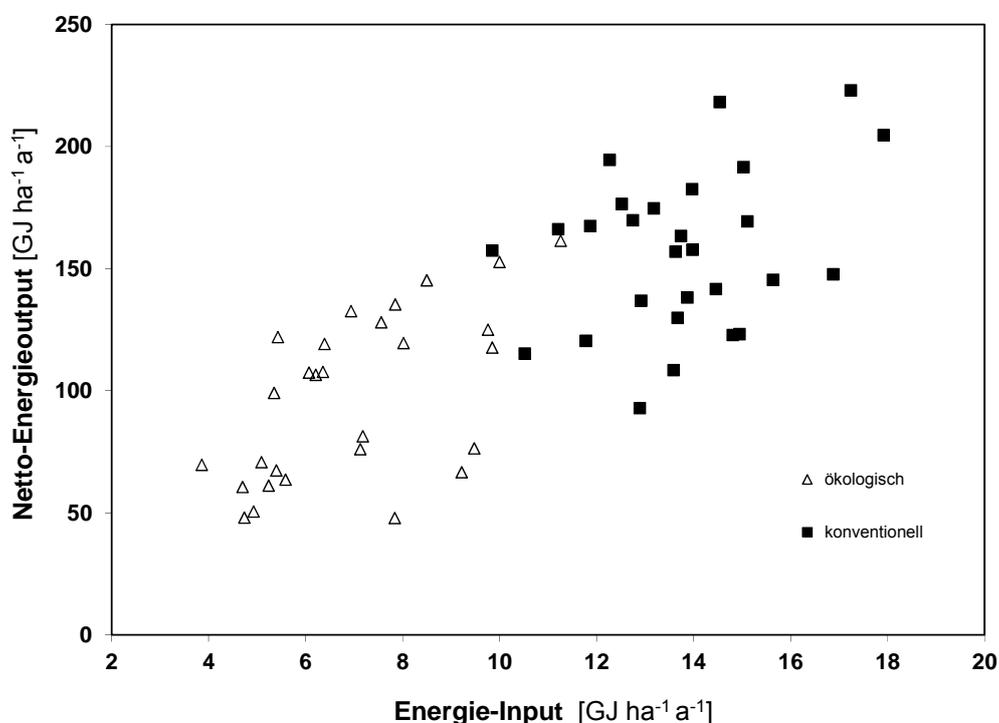


Abbildung 5.11-8: Beziehung zwischen dem Energie-Input und dem Netto-Energieoutput im Pflanzenbau.

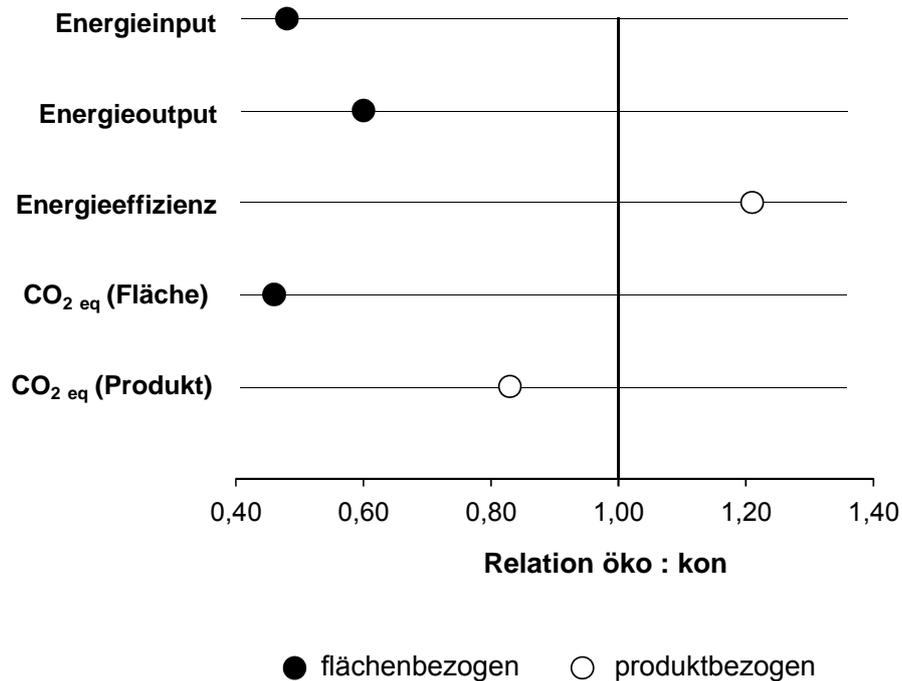


Abbildung 5.11-9: Vergleich der Energieeffizienz und der durch den Einsatz fossiler Energie verursachten CO₂-Emissionen im Mittel der ökologischen und konventionellen Betriebe, bezogen auf die Pflanzenproduktion. (Relativwerte: konventionell = 1).

Im Mittel aller bisher untersuchten Pilotbetriebe ergeben sich folgende Relationen bezüglich des Energieeinsatzes, der Energieeffizienz und der CO₂-Emissionen (Abbildung 5.11-9):

- Der flächenbezogene Einsatz fossiler Energie beträgt in den Ökobetrieben etwa 48 % des Energieinputs der konventionellen Betriebe, die Energiebindung im Ernteertrag erreicht 60 % (Vergleich öko und kon). Die daraus resultierende Energieeffizienz (Output/Input-Verhältnis) der ökologischen Betriebe übertrifft die der konventionellen Pilotbetriebe (20 % höhere Effizienz).
- Die flächenbezogenen CO₂-Emissionen durch den Einsatz fossiler Energie erreichen 41 %, die produktbezogenen CO₂-Emissionen 80 % (Vergleich öko und kon).

Die Daten belegen, dass systembedingte Unterschiede (öko vs. kon) beim flächenbezogenen Einsatz fossiler Energie und bei den flächenbezogenen CO₂-Emissionen bestehen, während aufgrund der unterschiedlichen Ertragsleistungen die produktbezogenen Emissionen der ökologischen Betriebe nur wenig unter denen der konventionellen Pilotbetriebe liegen. Die Bezugsbasis – Fläche oder Produkt – hat also entscheidenden Einfluss auf die Ergebnisse; es ist daher sehr sorgsam abzuwägen, wann welche Indikatoren (flächen- oder produktbezogen) bei Betriebsvergleichen zu verwenden sind. Es wird auch deutlich, dass Ertragssteigerungen (möglichst ohne zusätzlichen Energieinput, z.B. durch bessere Ausnutzung von Fruchtfolgeeffekten, optimiertes Management, etc.) eine wesentliche Strategie zur Senkung produktbezogener Emissionen darstellt.

Stickstoff-Input und Stickstoff-Saldo

Die Pilotbetriebe wirtschaften – auch in Bezug auf den Stickstoffeinsatz – auf sehr unterschiedlichen Intensitätsniveaus; es wird ein großer Bereich von Low-Input-Systemen ($< 100 \text{ kg N ha}^{-1}$) bis zu High-Input-Systemen ($> 300 \text{ kg N ha}^{-1}$) erfasst (Abbildung 5.11-10). Bis zu einem N-Einsatz von ca. 250 kg N ha^{-1} betragen die N-Salden bis zu ca. 50 kg N ha^{-1} ; bei noch höheren N-Zufuhren steigen die N-Salden zum Teil deutlich an und erreichen Werte bis zu 125 kg N ha^{-1} . Einzelne Betriebe erzielen auf futterwüchsigen Standorten (hohe Grünland- und Feldfuttererträge mit hohen Proteingehalten) so hohe N-Entzüge, dass selbst N-Zufuhren über 300 kg N ha^{-1} effizient verwertet werden (Abbildung 5.11-10).

Die ökologisch wirtschaftenden Pilotbetriebe erreichen überwiegend N-Salden zwischen 0 und 50 kg N ha^{-1} , für einige Betriebe sind aber auch negative N-Salden ausgewiesen (bis -50 kg N ha^{-1}). Anbausysteme mit deutlich negativen N-Salden sind als nicht nachhaltig einzuschätzen, weil mit der Abnahme der Boden-N-Vorräte und der Ertragsfähigkeit zu rechnen ist. Anbausysteme mit sehr hohen N-Überschüssen ($> 100 \text{ kg N ha}^{-1}$) gefährden die Umwelt durch Stickstoffeinträge.

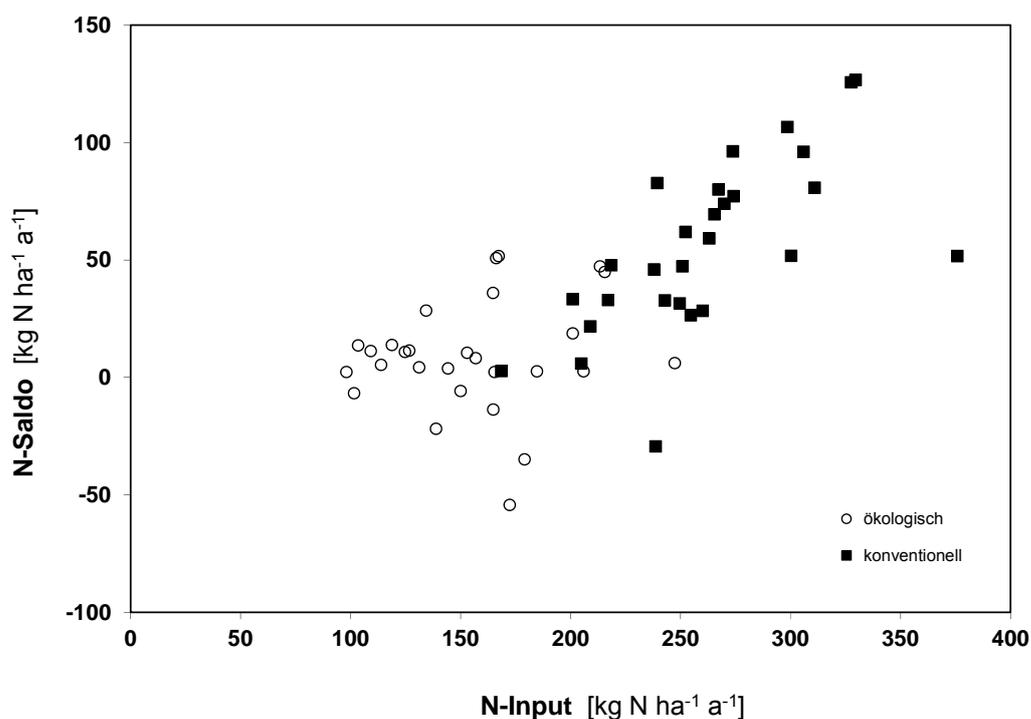


Abbildung 5.11-10: Beziehung zwischen dem N-Input und dem N-Saldo (ohne ΔN_{org}) der flächenbezogenen Stickstoffbilanz.

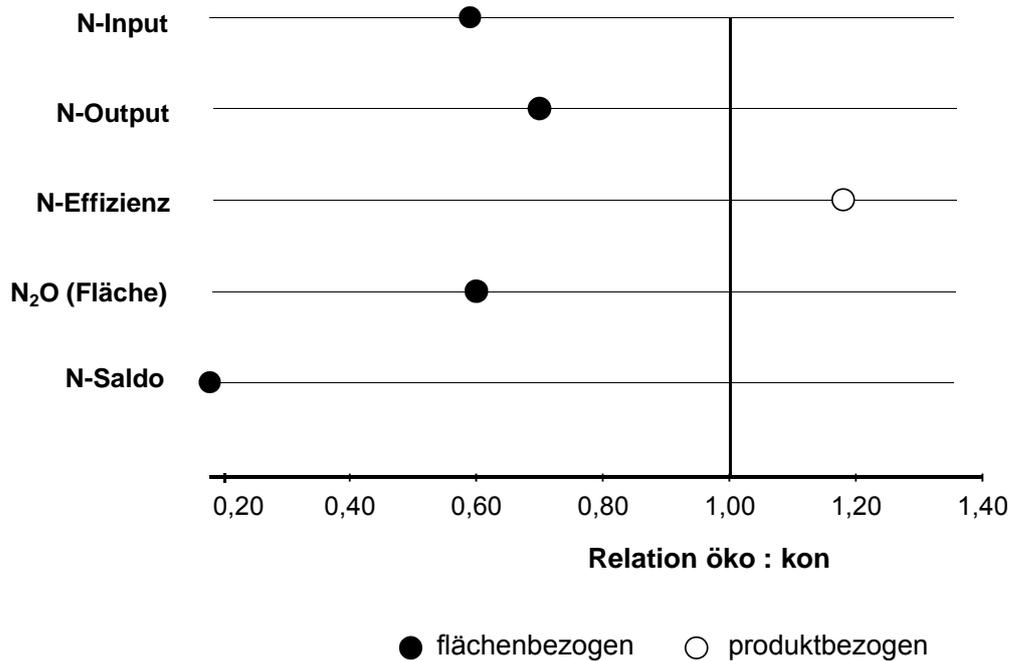


Abbildung 5.11-11: Vergleich der N-Effizienz und der N₂O-Emissionen im Mittel der ökologischen und konventionellen Betriebe, bezogen auf die Pflanzenproduktion. (Relativwerte: konventionell = 1).

Im Mittel aller bisher untersuchten Pilotbetriebe ergeben sich folgende Relationen bezüglich der N-Effizienz und der N₂O-Emissionen im Pflanzenbau (Abbildung 5.11-11):

- Der flächenbezogene N-Input (N-Zufuhr durch organische und mineralischer Dünger, N₂-Fixierung, N-Deposition) beträgt in den Ökobetrieben 59 % des N-Inputs der konventionellen Betriebe, der N-Output (N-Entzug) erreicht 70 % (Vergleich öko und kon). Die daraus resultierende N-Effizienz (Output/Input-Verhältnis) der ökologischen Betriebe übertrifft die der konventionellen Pilotbetriebe (18 % höhere Effizienz).
- Die flächenbezogenen N₂O-Emissionen betragen 60 %, die N-Salden (N-Verlustpotenzial) 18 % (Vergleich öko und kon).

Besonders deutlich zeigen sich die Unterschiede zwischen ökologischem und konventionellem Landbau beim Indikator flächenbezogener N-Saldo, der näherungsweise die potenziellen Verluste an reaktiven N-Verbindungen beschreibt (N-Saldo öko: \bar{x} 10 kg N ha⁻¹ a⁻¹; N-Saldo kon: \bar{x} 56 kg N ha⁻¹ a⁻¹). Da die N₂O-Emissionen nach dem IPCC-Ansatz vom N-Input abgeleitet werden, beträgt die Relation öko : kon bei diesem Parameter 0,6 (analog zum N-Input; vgl. Abbildung 5.11-11). Dies bedeutet, dass bei der Berechnung der N₂O-Emissionen derzeit weder die N-Effizienz (also die N-Ausnutzung durch die Pflanzenbestände) noch der N-Saldo berücksichtigt werden. Daher sollte in weiteren Untersuchungen unbedingt ein erweiterter Algorithmus zur Quantifizierung der N₂O-Flüsse verwendet werden, der weitere Standort- und Managementfaktoren einschließt. Die alleinige Anwendung des IPCC-Ansatzes mit

festen Emissionsfaktoren kann zu beträchtlichen Abweichungen gegenüber gemessenen N_2O -Flüssen führen (Küstermann et al. 2013).

Energieinput und flächenbezogene Treibhausgas-Emissionen

Ein wesentlicher Einflussfaktor auf die flächenbezogenen THG-Emissionen ist der Energieinput (Abbildung 5.11-12). Die meisten konventionellen Pilotbetriebe setzen nicht nur deutlich mehr fossile Energie als die ökologischen Pilotbetriebe ein, sie erzeugen auch höhere THG-Emissionen. Aber auch bei den Emissionen zeigt sich eine überraschend hohe Variabilität (von 0 bis $5000 \text{ kg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$). „Negative“ Emissionen treten bei hoher C-Sequestrierung auf, wenn die Böden als CO_2 -Senke fungieren.

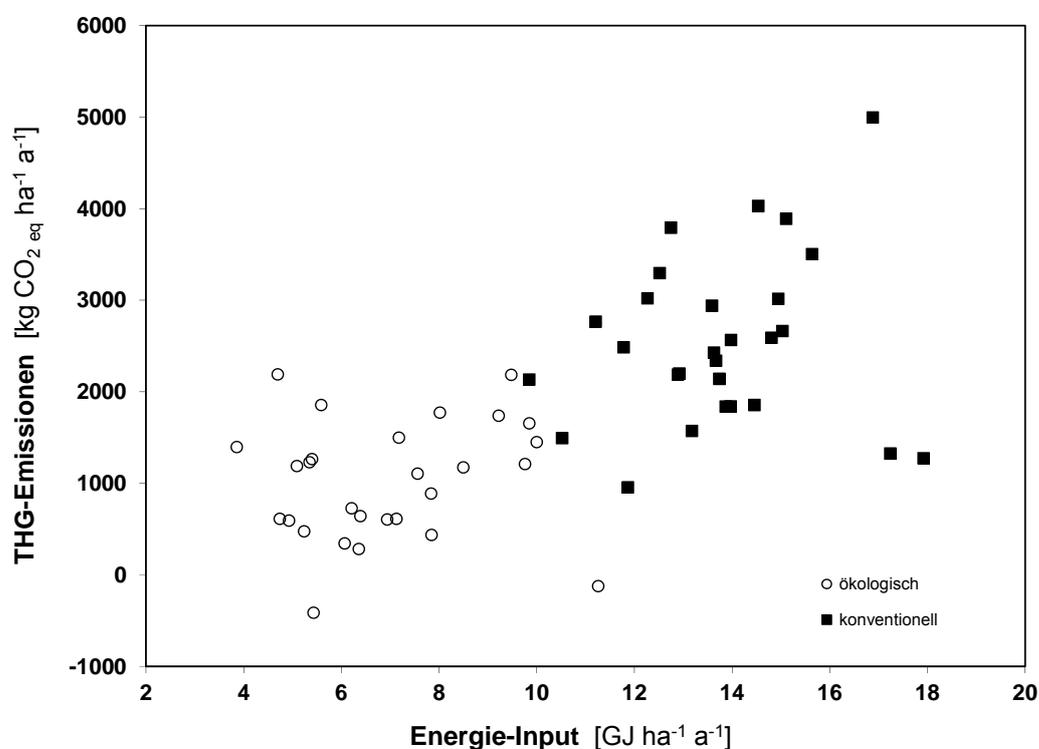


Abbildung 5.11-12: Beziehung zwischen dem Energie-Input und den flächenbezogenen Treibhausgasemissionen im Pflanzenbau.

C-Sequestrierung und produktbezogene Treibhausgas-Emissionen

Die C-Bindung hat nach unseren Untersuchungen starken Einfluss auf die CO₂-Emissionen. Mit steigender C-Bindung im Humus gehen die produktbezogenen CO₂-Emissionen zurück (Abbildung 5.11-13). Einige Ökobetriebe mit positiver Humusbilanz wirtschaften CO₂-neutral, d.h. die Emissionen durch den Einsatz fossiler Energie sowie durch die N₂O-Emissionen der Böden werden durch die CO₂-Rückbindung im Humus kompensiert. In den Betrieben mit den höchsten Treibhauspotentialen je Produkteinheit sind die Böden eine CO₂-Quelle (negative Humusbilanz). Die Ökobetriebe emittieren je Flächeneinheit deutlich weniger CO₂ als die konventionellen Betriebe (Tabelle 5.11-3 und 5.11-4), nicht aber je Produkteinheit. Hier zeigt sich vielmehr, vor allem aufgrund des Ertragseinflusses, eine enorme Schwankungsbreite der CO₂-Emissionen.

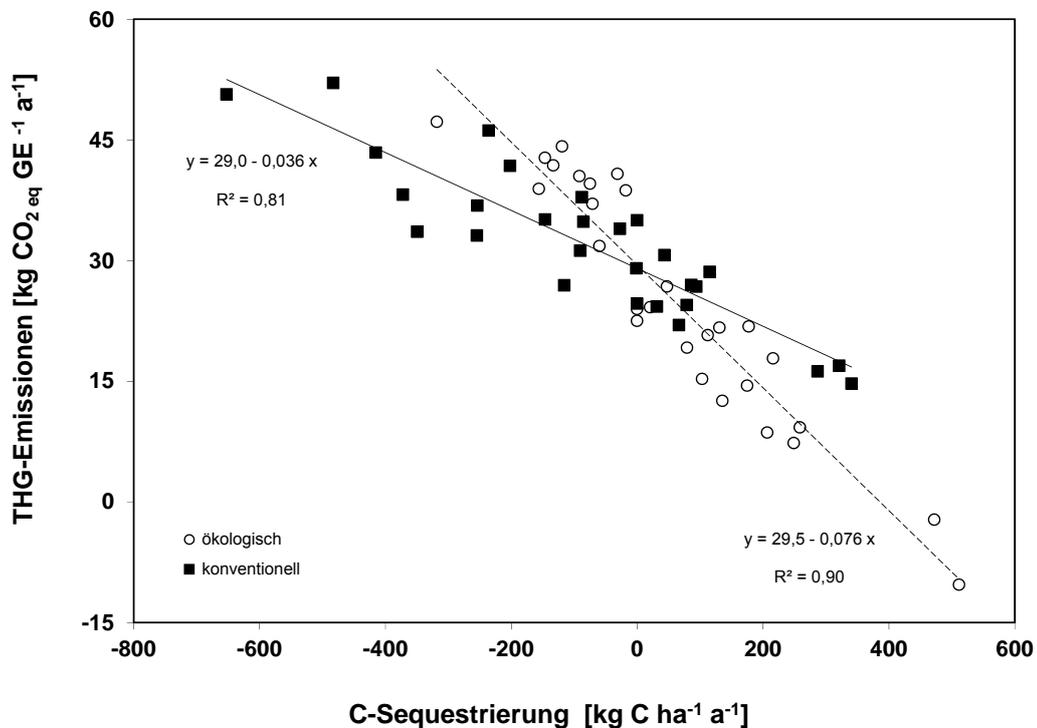


Abbildung 5.11-13: Beziehung zwischen der C-Sequestrierung und den produktbezogenen Treibhausgasemissionen im Pflanzenbau.

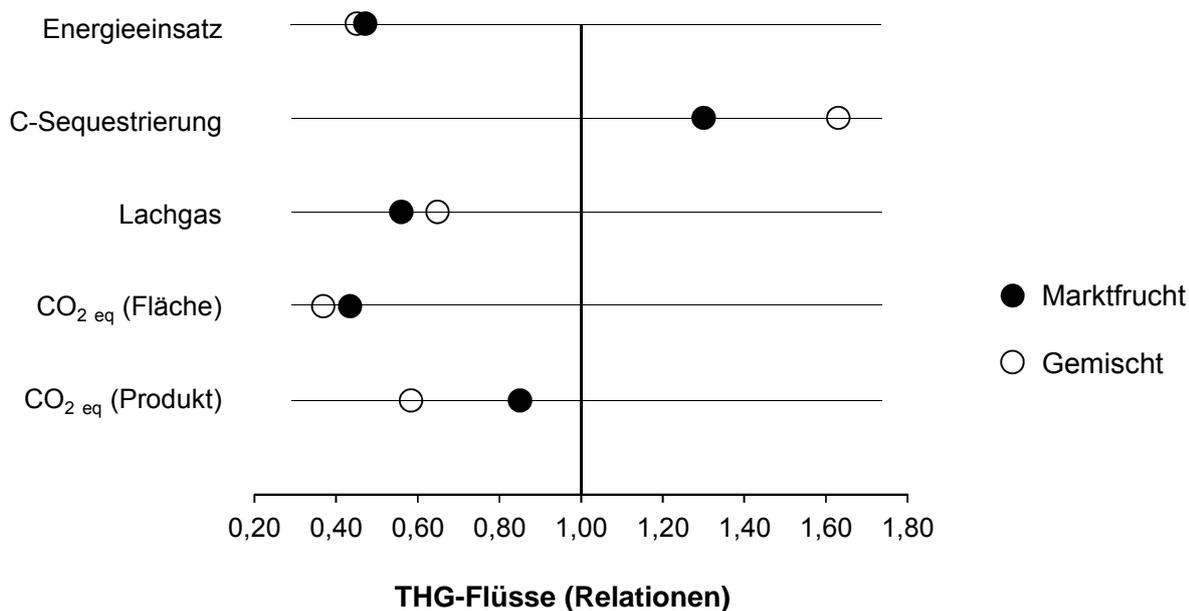


Abbildung 5.11-14: Vergleich der flächen- und produktbezogenen CO₂ eq-Emissionen sowie der Einflussfaktoren Energieeinsatz, C-Sequestrierung und Lachgasemissionen, bezogen auf die Pflanzenproduktion (Relativwerte: konventionell = 1).

Der Vergleich CO₂ eq-Emissionen (Abbildung 5.11-14) zeigt geringere produktbezogene Treibhausgasflüsse der Milchvieh-/Gemischtbetriebe gegenüber den Marktfruchtbetrieben (bezogen auf die Pflanzenproduktion). Die wesentliche Ursache ist das höhere Ertragsniveau bei nahezu gleichen flächenbezogenen CO₂ eq-Emissionen. Ein bedeutender Einflussfaktor ist die C-Sequestrierung; für die Milchvieh-/Gemischtbetriebe wurden im Mittel höhere C-Inputs und eine positive Humusbilanz berechnet (Tabelle 5.11-3) aufgrund der Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen (z.B. Tierbesatz und Anbaustruktur, vgl. Tabelle 5.11-1).

5.11.4 Diskussion und Schlussfolgerungen

Eines der wesentlichen Projektziele ist die Analyse von Bewirtschaftungseinflüssen auf die flächen- und produktbezogenen Emissionen klimarelevanter Gase. In die Bilanzierung der THG-Emissionen im Pflanzenbau werden neben den N_2O -Emissionen in Abhängigkeit vom N-Input und den CO_2 -Emissionen durch den Energieeinsatz auch die Freisetzung bzw. Bindung von Kohlenstoff im Boden (C-Sequestrierung) einbezogen. Während bei der flächenbezogenen Analyse eine Differenzierung in ökologische und konventionelle Betriebssysteme erkennbar ist (Tabelle 5.11-3 und 5.11-4, Abbildung 5.11-12), zeigt die produktbezogene Analyse der THG-Emission (Abbildung 5.11-13) eine starke Vermischung der verschiedenen Betriebssysteme. Konventionelle Betriebe können teilweise die höheren flächenbezogenen THG-Emissionen durch entsprechende Ertragsleistungen kompensieren.

C-Sequestrierung

Ein wesentlicher, die THG-Flüsse prägender Effekt ist die C-Sequestrierung von Böden. Sie sollte bei THG-Bilanzen einbezogen und hierzu möglichst genau bestimmt werden. Hierbei ist zu beachten, dass die mögliche C-Bindung in Böden durch Humusaufbau mengenmäßig und zeitlich limitiert ist; die Anreicherung erfolgt bis zur Einstellung neuer bewirtschaftungsabhängiger C-Fließgleichgewichte (Johnson et al., 1995). Nach Ergebnissen aus Dauerfeldexperimenten werden C_{org} -Fließgleichgewichte nach vorangegangenen Bewirtschaftungsänderungen nach mehreren Jahrzehnten erreicht; teilweise sind auch über 100 Jahre bis zur Einstellung neuer Humusspiegel erforderlich. Es ist fraglich, ob sich unter praktischen Verhältnissen Humusgleichgewichte einstellen, weil die Betriebssysteme nicht (wie statischen Dauerversuchen) unverändert bleiben; vielmehr kommt es immer wieder zu betriebsstrukturellen Veränderungen (Anpassungen der Anbausysteme, Umstellung auf Biogaswirtschaft und/oder ökologischen Landbau, etc.). Der Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) im Boden wird durch Standortfaktoren und Anbaumaßnahmen (Fruchtfolge, Düngung, Bodenbearbeitung) determiniert (Penman et al., 2003). Zahlreiche Untersuchungen geben Beispiele für eine Humusanreicherung bei ökologischer Bewirtschaftung (Gattinger et al., 2012, Fließbach et al., 2007; Munro et al., 2002); einige Feldstudien zum Vergleich praktischer Betriebe zeigen aber keine systematischen Unterschiede auf (Capriel, 2006; Hoyer et al., 2007).

Die Aussagen zur C-Sequestrierung auf Flächen der Pilotbetriebe basieren auf Bilanzen mit der dynamischen HE-Methode (vgl. Brock et al., 2012), nicht auf Messungen. Daher handelt es sich um Potenzialabschätzungen, die – aufgrund ihrer Relevanz für die THG-Bilanzen – weiter geprüft und abgesichert werden müssen. Hierzu wurden in jedem Pilotbetrieb georeferenzierte Testflächen eingerichtet, auf denen Bodenproben entnommen und Gehalte an organischem Kohlenstoff und Stickstoff (Gesamtgehalte, heißwasserlösliche Gehalte) sowie an mikrobieller Biomasse untersucht werden. Es ist vorgesehen, die Ergebnisse der Humusbilanzen mit gemessenen Humusgehalten und Gehaltsänderungen in Beziehung zu setzen. Verlässliche Aussagen zu Humusanreicherungen oder Humusabreicherungen sind bei längerfristiger Analyse der C_{org} -Dynamik zu erwarten.

Die vorliegenden Humusbilanzen der Pilotbetriebe (Tabelle 5.11-3 und 5.11-4) zeigen, dass ökologische Milchvieh-/Gemischtbetriebe Potenziale zur Humusanreicherung besitzen, während im Mittel der ökologischen Marktfruchtbetriebe von gleichbleibenden Humusgehalten auszugehen ist. Letztlich kann die Humussituation aber immer nur einzelbetrieblich bewertet werden. Die im Projekt verwendete Me-

thode der Humusbilanzierung sollte künftig in der Betriebsberatung genutzt werden; hierzu ist sie den Bedingungen der Beratung anzupassen und ggf. zu vereinfachen.

Generell ist vorgesehen, in weiteren Bearbeitungsschritten die Übereinstimmung der Modellparameter mit den gemessenen Werten aus dem Betriebsmonitoring (z.B. Nährstoffgehalte der Futtermittel und Wirtschaftsdünger) umfassend zu prüfen und im Bedarfsfall Anpassungen im Modell vorzunehmen, um eine möglichst genaue und realitätsnahe Abbildung der Betriebe, der Stoffkreisläufe und Emissionen zu erreichen. Hierzu sind auch weitere intensive Abstimmungen mit den Betriebsleitern und der Betriebsberatung erforderlich (z.B. Plausibilität und Interpretierbarkeit der Ergebnisse, Umsetzbarkeit von Empfehlungen). Unter diesem Gesichtspunkt sind die dargestellten Ergebnisse als vorläufige, weiter zu präzisierende Aussagen zu bewerten.

Stickstoffeffizienz

Die Intensivierung der Stickstoffflüsse der Landwirtschaft führte zu beachtlichen Ertragssteigerungen, aber auch zu Umweltproblemen wie Nitrateinträgen ins Grundwasser, Ammoniak- und Lachgasemissionen sowie zur Eutrophierung von Ökosystemen. Seit langem wird kritisiert, dass die N-Effizienz der Landwirtschaft zu gering und die N-Verluste zu hoch sind (Isermann, 1990; Van der Ploeg et al., 1997; Crutzen et al., 2008). In Deutschland beträgt der N-Saldo ca. 100 kg ha^{-1} , die N-Verwertung 38 % (Osterburg, 2008). Die N-Effizienz hängt von zahlreichen Faktoren ab. Neben den Boden- und Witterungsbedingungen sind vor allem drei Einflussbereiche bedeutsam:

- die Betriebsstruktur (Tierbesatz und Tierartenstruktur, Anbaustruktur und Fruchtfolge, Art und Größe betrieblich oder überbetrieblich genutzter Biogasanlagen),
- die Intensität der Bewirtschaftung (N-Inputs mit Düngemitteln, zugekauften Futtermitteln und Biogassubstraten),
- die Anbauverfahren (Düngerlagerung, Applikationstechnik, räumliche und zeitliche Verteilung der N-Gaben, teilflächenspezifischen N-Düngung).

Die Düngeverordnung sieht als Zielwert die Reduzierung der N-Salden von $90 \text{ auf } 60 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ vor, allerdings sind hierbei die N-Immissionen und die sogenannten „unvermeidbaren“ NH_3 -Verluste abgezogen. Aus ökologischer Sicht sind je nach Standortbedingungen N-Salden von < 25 bis maximal 50 kg N ha^{-1} anzustreben.

Der N-Saldo und die N-Verwertung zählen zu den wichtigsten Nachhaltigkeitsindikatoren; sie werden zur Politikberatung, zur Kontrolle der guten fachlichen Praxis, aber auch im betrieblichen Management eingesetzt. In der EU wurden verschiedene N-Bilanzmethoden entwickelt, die sich hinsichtlich der Systemgrenzen, der räumlichen und zeitlichen Auflösung, der berücksichtigten N-Flüsse unterscheiden (Goodlass et al., 2003; Halberg et al., 2005). Stark vereinfachte Modelle vernachlässigen die innerbetrieblichen N-Flüsse und N-Pools. Wenn es hingegen um eine Systemanalyse und -optimierung geht, müssen die innerbetrieblichen Strukturen, N-Flüsse und Umsatzprozesse abgebildet werden. Mit diesem Ziel kombinieren wir in unserem Modell unterschiedliche Methoden, um alle relevanten N-Flüsse im System Boden – Pflanze – Tier – Umwelt zu erfassen. Ein solcher Systemansatz erlaubt es, die Ursachen unterschiedlicher N-Effizienz aufzudecken und in Szenariorechnungen umsetzbare N-Minderungsstrategien zu prüfen. Weitere Forschungs- und Entwicklungsarbeiten sind darauf ausgerich-

tet, die räumliche und zeitliche Auflösung des Modells zu erhöhen (Verknüpfung mit Ansätzen des Precision farming, Nutzung Geographischer Informationssysteme) sowie die verwendeten Algorithmen weiter zu fundieren.

Aufgrund der räumlichen und zeitlichen Variabilität der N₂O-Flüsse, ist es schwierig, Aussagen zu bewirtschaftungsspezifischen Emissionen zu treffen. Bislang gibt es noch keine ausreichenden Untersuchungen zur N₂O-Freisetzung in Abhängigkeit von der Fruchtfolge, Düngung, Bodenbearbeitung sowie den Standortfaktoren. Allgemein wird von niedrigeren N₂O-Emissionen bei ökologischer Bodennutzung ausgegangen, da die N-Zufuhr um ca. 50 % niedriger liegt als in der konventionellen Landwirtschaft. Zu Lachgasfreisetzungen kann es aber auch kommen, nachdem Klee gras gemulcht oder umgebrochen wurde oder bei hohen Boden-N-Vorräten (vgl. Peter et al., 2013; Jäger, 2011).

Bezogen auf den Stickstoffhaushalt des Pflanzenbaus ist zu konstatieren, dass das Projektziel erreicht wurde, eine große Bandbreite von Bewirtschaftungssystemen in die Untersuchungen einzubeziehen. Insgesamt zeigt sich neben systembedingten Unterschieden eine große Variabilität innerhalb des ökologischen und des konventionellen Landbaus.

Energieeffizienz

Mit Bilanzen ermittelte energetische Kennzahlen wie der Energieinput, der Energieoutput, die Energieintensität, das Output/Input-Verhältnis sind als Nachhaltigkeitsindikatoren nutzbar (Hülsbergen, 2003). Sie erlauben Aussagen zur effizienten Nutzung, zu Einsparpotenzialen und Substitutionsmöglichkeiten fossiler Energie sowie zu den CO₂-Emissionen, die mit dem Energieeinsatz verbunden und bei der Bilanzierung von Treibhausgasen zu berücksichtigen sind. Des Weiteren kann der Energieinput als eine integrative Kennzahl zur Beschreibung der Eingriffs- und Regelungsintensität in Agrarökosystemen angesehen werden, da nahezu alle Arbeitsgänge mit einem Energieeinsatz verbunden sind. Energiebilanzen von Anbausystemen sind aber nicht nur aus Gründen der ökologischen Nachhaltigkeit wichtig, sondern auch aus ökonomischer Sicht sinnvoll. Die Energieeffizienz im Pflanzenbau wird entscheidend von den Ertragsleistungen geprägt. In die Berechnung der Effizienzkennzahlen Netto-Energieoutput, Energieintensität und Output/Input-Verhältnis fließen der Ertrag und die daraus abgeleitete Energiebindung ein.

Ertragsleistungen

In den Untersuchungen wurden bedeutende Ertrags- und Leistungsunterschiede im Pflanzenbau der Pilotbetriebe festgestellt (Tabelle 5.11-1 und 5.11-2). So erreichen die ökologischen Marktfruchtbetriebe 42 %, die ökologischen Milchvieh-/Gemischtbetriebe 63 % der Getreideeinheitenerträge der konventionellen Pilotbetriebe; die entsprechenden Ertragsrelationen bei Winterweizen betragen 42 % und 56 %.

Der mittlere Weizenertrag der Jahre 2009/10 betrug \bar{x} 37 dt ha⁻¹ (öko, Marktfrucht), \bar{x} 40 dt ha⁻¹ (öko, Milchvieh/Gemischt), \bar{x} 88 dt ha⁻¹ (kon, Marktfrucht), \bar{x} 72 dt ha⁻¹ (kon, Milchvieh/Gemischt). Da die Pilotbetriebe (ökologisch und konventionell) immer paarweise in unmittelbarer Nähe gewählt wurden und nahezu gleiche Standortbedingungen aufweisen (Bodenzahl, Niederschläge), ist von einer guten Vergleichbarkeit der Betriebe auszugehen. Die in den Betrieben erhobenen Weizenerträge liegen im Mittel

niedriger als die auf den Testflächen ermittelten Erträge; zudem ist auffallend, dass die Ertragsdifferenzen zwischen ökologischem und konventionellen Landbau auf den Testflächen geringer ausfallen als im Betriebsvergleich (vgl. Lind et al., 2012). So betragen im Jahr 2009 die Weizenerträge auf den ökologischen Testflächen \bar{x} 42 dt ha⁻¹ (Region Ost) bis 68 dt ha⁻¹ (Region West), auf den konventionellen Testflächen \bar{x} 87 dt ha⁻¹ (Region Ost) bis 101 dt ha⁻¹ (Region Nord). Aufgrund der Auswahlkriterien der Testflächen (ebene homogene Flächen, Abstand von Schlagrand) sind sie gegenüber den Gesamtschlägen im Ertragspotenzial begünstigt.

Die Ertragsrelationen beschreiben die Situation in ausgewählten Betrieben in verschiedenen Agrarregionen der Bundesrepublik Deutschland. Sie sind vor dem Hintergrund der erreichten hohen Produktionsintensität zu diskutieren. Bei globaler Betrachtung und Berücksichtigung weniger produktiver Standorte und Produktionsintensitäten ist das Verhältnis von ökologischen zu konventionellen Erträgen wesentlich enger (Badgley et al., 2007); andere Autoren fanden vergleichbare Ertragsrelationen (Seufert et al., 2012).

Die besondere Relevanz der Erträge für die Umweltwirkungen der Landwirtschaft ergibt sich durch die Beeinflussung aller Effizienzparameter – der Stickstoffeffizienz, der Energieeffizienz sowie der produktbezogenen Emissionen. Als weiterer Aspekt beim Vergleich der Energieeffizienz und der THG-Bilanzen ökologischer und konventioneller Betriebssysteme ist der Flächenbedarf zur Erzeugung einer bestimmten Produktmenge zu berücksichtigen bzw. die sich daraus (zumindest theoretisch) ergebende Fläche für alternative Nutzungen, z.B. Flächen für den Naturschutz oder die Bioenergieerzeugung (Tuomisto et al., 2012).

5.11.5 Literatur

Abraham J (2001) Auswirkungen von Standortvariabilitäten auf den Stickstoffhaushalt ackerbaulich genutzter Boden unter Berücksichtigung der Betriebsstruktur, der standortspezifischen Bewirtschaftung und der Witterungsbedingungen. Shaker Verlag Aachen

Badgley C, Moghtader J, Quintero E, Zakem E, Chappell MJ, Avilés-Vázquez K, Samulon A, Perfecto I (2007) Organic agriculture and the global food supply. *Renewable Agriculture and Food Systems* 22:86-108

Bouwman AF, Boumans LJM, Batjes NH (2002) Emissions of N₂O and NO from fertilized fields: summary of available measurement data. *Global Biogeochemical Cycles* 16, 6:1-13

Brock C, Franko U, Oberholzer H-R, Kuka K, Leithold G, Kolbe H, Reinhold J (2012) Humus balancing in Central Europe – concepts, state of the art, and further challenges. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 176:3-11

Brock C, Hoyer U, Leithold G, Hülsbergen K-J (2012) The humus balance model (HU-MOD): a simple tool for the assessment of management change impact on soil organic matter levels in arable soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 92:239-254

- Brock C, Oberholzer H-R, Schwarz J, Fließbach A, Hülsbergen K-J, Koch W, Pallutt B, Reinicke F, Leithold G** (2012) Soil organic matter balances in organic versus conventional farming – modelling in field experiments and regional upscaling for cropland in Germany. *Organic Agriculture* 2:185-195
- Capriel P** (2006) Standorttypische Humusgehalte von Ackerböden in Bayern. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft 16
- Crutzen PJ, Mosier AR, Smith A, Winiwarter W** (2008) N₂O release from agrobiofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. *Atmospheric Chemistry and Physics* 8:389-395
- Deike S, Pallutt B, Christen O** (2008) Investigations on the energy efficiency of organic and integrated farming with specific emphasis on pesticide use intensity. *European Journal of Agronomy* 28:461-470
- Ellis JL, Kebreab E, Odongo NE, McBride BW, Okine EK, France J** (2007) Prediction of Methane Production from Dairy and Beef Cattle. *Journal of Dairy Science* 90:3456-3467
- Flessa H, Ruser R, Dörsch P, Kamp T, Jimenez MA, Munch JC, Beese F** (2002) Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO₂, CH₄, N₂O) from two farming systems in southern Germany. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 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. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118:273-284
- Frank H, Schmid H, Hülsbergen K-J** (2013) Energie- und Treibhausgasbilanz milchviehhaltender Landwirtschaftsbetriebe in Süd- und Westdeutschland. Forschungsbericht Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben
- Gattinger A, Muller A, Haeni M, Skinner C, Fliessbach A, Buchmann N, Mäder P, Stolze M, Smith P, El-Hage Scialabba N, Niggli U** (2012) Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109:18226-18231
- Goodlass G, Halberg N, Verschuur G** (2003) Input output accounting systems in the European community – an appraisal of their usefulness in raising awareness of environmental problems. *European Journal of Agronomy* 20:17-24
- Halberg N, Verschuur G, Goodlass G** (2005) Farm level environmental indicators; are they useful? An overview of green accounting systems for European farms. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 105:195-212
- Hoyer U, Lemnitzer B, Hülsbergen K-J** (2007) Einfluss des ökologischen Landbaus auf unterschiedliche Humuspools im Boden und Schlussfolgerungen zur Humusbilanzierung. Beiträge zur 9. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, 20.-23. März 2007, Universität Hohenheim, Verlag Dr. Köster, Berlin
- Hülsbergen K-J** (2003) Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Shaker Verlag Aachen

- Hülsbergen K-J, Feil B, Biermann S, Rathke G-W, Kalk W-D, Diepenbrock W** (2001) A method of energy balancing in crop production and its application in a long-term fertilizer trial. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 86:303-321
- Hülsbergen K-J, Feil B, Diepenbrock W** (2002) Rates of nitrogen application required to achieve maximum energy efficiency for various crops: results of a long-term experiment. *Field Crops Research* 77:61-76
- Hülsbergen K-J, Schmid H** (2008) Humusbilanzen und C-Kreisläufe in Betriebssystemen mit Bioenergieerzeugung. *KTBL-Schrift* 468:151-171
- Isermann K** (1990) Share of agriculture in nitrogen and phosphorus emissions into the surface Western Europe against the background of their eutrophication. *Fertilizer Research* 26:253–269
- IPCC** (1997) Revised IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual. Intergovernmental Panel on Climate Change, Paris
- IPCC** (2001) *Climate Change: The Scientific Basis*. Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, UK
- IPCC** (2007) *Climate Change 2007: The physical science basis*. IPCC Secretariat, Geneva, CH
- Jäger N, Stange F, Ludwig B, Flessa H** (2011) Emission rates of N₂O and CO₂ from soils with different organic matter content from three long-term fertilization experiments - a laboratory study. *Biology and Fertility of Soils* 47:483-494
- Johnson, MG, Levine, ER, Kern, JS** (1995) Soil organic matter: distribution, genesis, and management to reduce greenhouse gas emissions. *Water, Air and Soil Pollution* 82:593-615
- Küstermann B, Christen O, Hülsbergen K-J** (2010) Modelling nitrogen cycles of farming system as basis of site- and farm-specific nitrogen management. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 135:70-80
- Küstermann B, Kainz M, Hülsbergen K-J** (2008) Modeling carbon cycles and estimation of greenhouse gas emissions from organic and conventional farming systems. *Renewable Agriculture and Food Systems* 23:38-52
- Küstermann B, Munch JC, Hülsbergen K-J** (2013) Effects of soil tillage and fertilization on resource efficiency and greenhouse gas emissions in a long-term field experiment in Southern Germany. *European Journal of Agronomy* 49:61-73
- Leithold G, Brock C, Hoyer U, Hülsbergen K-J** (2007) Anpassung der Humusbilanzierung an die Bedingungen des ökologischen Landbaus. *KTBL-Schrift* 458:24-50
- Mills JA, Kebreab E, Yates CM, Crompton LA, Cammell B, Dhanoa M** (2003) Alternative approaches to predicting methane emissions from dairy cows. *Journal of Animal Science* 81:3141-3150
- Munro TL, Cook HF, Lee HC** (2002) Sustainability indicators used to compare properties of organic and conventionally managed topsoils. *Biological Agriculture and Horticulture* 20:201-214

Nemecek T, Dubois D, Huguenin-Elie O, Gaillard G (2011) Life cycle assessment of Swiss farming systems: I. Integrated and organic farming. *Agricultural Systems* 104:217-232

Osterburg B (2008) Bestandsaufnahme der N-Bilanzüberschüsse - Status quo, Entwicklungen und hot spots. *Agrarspectrum* 41:61-73

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 forest-ry. Institute for global environmental strategies (IGES) for the intergovernmental panel on climate change (IPCC), Hayama, Kanagawa, Japan, p 599

Peter J, Schmid H, Schilling R, Munch JC, Stange F, Hülsbergen K-J (2013) Messung und Modellierung von Treibhausgasflüssen im Fruchtfolgeglied Klee gras – Winterweizen bei unterschiedlicher Düngung. Forschungsbericht „Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben

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 in Agroecosystems* 59:177-191

Seufert V, Ramankutty N, Foley JA (2012) Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature* 485:229-232

Tuomisto HL, Hodge ID, Riordan P, Macdonald DW (2012) Comparing energy balances, greenhouse gas balances and biodiversity impacts of contrasting farming systems with alternative land uses. *Agricultural Systems* 108:42-49

van der Ploeg RR, Ringe H, Machulla G, Hermsmeyer D (1997) Postwar nitrogen use efficiency in West German agriculture and groundwater quality. *Journal of Environmental Quality* 26:1203-1212

VDLUFA (2004) VDLUFA-Standpunkt: Humusbilanzierung. Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten