

**Die Welt ernähren,
das Klima schonen
- Herausforderungen für
Pflanzenproduktion
und Düngung**

2009

Die Welt ernähren,
das Klima schonen
- Herausforderungen für
Pflanzenproduktion
und Düngung

Tagung
des Verbandes der Landwirtschaftskammern e. V. (VLK)
und des Bundesarbeitskreises Düngung (BAD)
am 21. und 22. April 2009 in Würzburg

Herausgeber

Bundesarbeitskreis Düngung (BAD)
Mainzer Landstraße 55
60329 Frankfurt/Main
Telefon +49 69 2556-1265/-1598
Telefax +49 69 2556-1298
E-Mail trott.iva@vci.de
www.duengung.net

Vorwort

Welternährung und Klimaschutz sind eng miteinander verknüpft. Etwa 13,5 % der globalen Treibhausgasemissionen werden unmittelbar durch landwirtschaftliche Produktion verursacht. Weitere 12 % entstehen durch Ausweitung landwirtschaftlicher Flächen auf Kosten von Wäldern, natürlichem Grasland, Mooren etc. Das im Holz und Bodenhumus gespeicherte CO₂ wird dabei freigesetzt. Mit der rasant steigenden Nachfrage nach Lebensmitteln und nachwachsenden Rohstoffen wächst auf die Landwirtschaft der Druck, mehr zu produzieren. Nach Schätzungen der FAO wird beispielsweise der Bedarf an Getreide zwischen 2000 und 2030 um mehr als 40 % ansteigen. Um die Agrarproduktion entsprechend zu erhöhen, stehen der Landwirtschaft zwei Optionen zu Verfügung: Zum einen lässt sich auf vorhandenen Flächen die Erntemenge durch Intensivierung steigern. Zum anderen können bisher unbewirtschaftete Flächen in Ackerland umgewandelt werden. Beide Optionen führen zur zusätzlichen Freisetzung klimarelevanter Gase. Aus Sicht des Klimaschutzes muss es darum gehen, die erforderlichen Produktionsmengen mit möglichst geringen Treibhausgasemissionen zu erzeugen.

Durch Reduzierung der Düngung, Extensivierung oder Umstellung auf ökologischen Landbau können die Treibhausgasemissionen in Deutschland reduziert werden. Damit geht allerdings auch ein Rückgang der Produktivität einher. Eine sachdienliche Bewertung der Klimawirkungen von Bewirtschaftungsformen setzt voraus, dass die Treibhausgasemissionen auf die produzierte Einheit, z. B. Tonne Weizen, bezogen werden. Dabei ist zu berücksichtigen, dass zusätzliche Ackerflächen aus Klimasicht nicht zum Nulltarif zu haben sind. Hinzu kommt, dass Produktionsminderungen in Gunstregionen, wie Deutschland, durch zusätzliche Produktion in anderen Ländern kompensiert werden müssen. Häufig handelt es sich um Regionen mit ungünstigeren Standortbedingungen und weniger effizienten Produktionsverfahren, die zwangsläufig natürliche und naturnahe Ökosysteme in Ackerland umwandeln.

„Die Welt ernähren – das Klima schonen“, unter diesem Generalthema will die diesjährige Tagung des Verbandes der Landwirtschaftskammern (VLK) und des Bundesarbeitskreises Düngung (BAD) Handlungsoptionen für eine klimaschonende Pflanzenproduktion und Düngung aufzeigen. Im ersten Vortragsblock werden die Zusammenhänge zwischen Welternährung, Landwirtschaft und klimarelevanten Gasen aufgezeigt. Die anschließenden Vorträge beleuchten die Ursachen und Faktoren von Treibhausgasemissionen und diskutieren Maßnahmen zur Emissionsminderung.

Die Referate sind im vorliegenden Tagungsband zusammengefasst, der von der Geschäftsstelle des Bundesarbeitskreises Düngung in Frankfurt/Main kostenlos bezogen werden kann. Allen, die mit ihren Beiträgen am Gelingen dieser Tagung und der vorliegenden Schrift beteiligt waren, sei hiermit herzlich gedankt.

Frankfurt/Main, August 2009

Anschrift der Referenten

Prof. Dr. Enno Bahrs
Universität Hohenheim
Institut für Landwirtschaftliche
Betriebslehre
Schloß, Osthof Süd
70599 Stuttgart

Dr. Frank Brentrup
YARA GmbH & Co. KG
Hanninghof 35
48249 Dülmen

PD Dr. Joachim Clemens
Universität Bonn
INRES-Bereich Pflanzenernährung
Karlrobert-Kreiten-Str. 13
53115 Bonn

PD Dr. Klaus Dittert
Universität Kiel
Institut für Pflanzenernährung und
Bodenkunde
Olshausenstr. 40-60
24118 Kiel

Dr. Jesko Hirschfeld
Institut für ökologische
Wirtschaftsforschung (IÖW) gGmbH
Büro Berlin
Potsdamer Str. 105
10785 Berlin

Dr. Ralf Kiese
Forschungszentrum
Karlsruhe GmbH
Institut für Meteorologie und
Klimaforschung
Kreuzeckbahnstraße 19
82467 Garmisch-Partenkirchen

Dr. Steffi Knoblauch
Thüringer Landesanstalt
für Landwirtschaft (TLL)
Naumburger Str. 98
07743 Jena

Dr. Hermann Lotze-Campen
Potsdam-Institut für
Klimafolgenforschung
Telegrafberg 31A
14473 Potsdam

Dr. Almuth Ostermeyer-Schlöder
Bundesministerium für Umwelt,
Naturschutz und Reaktorsicherheit
Referat N II 4
Robert-Schuman-Platz 3
53175 Bonn

Inhaltsverzeichnis

Mehr Nahrungsmittel, mehr nachwachsende Rohstoffe – welche Rolle spielt die europäische Landwirtschaft? Enno Bahrs und Wilhelm Gamer, Hohenheim	7
Klimawirkung der Welternährung – Herausforderungen an eine klimaschonende globale Agrarproduktion Hermann Lotze-Campen, Potsdam	15
Ziele und Maßnahmen des BMU zur Reduktion von Treibhausgasen aus der Landwirtschaft Almuth Ostermeyer-Schlöder, Bonn	23
Biosphäre-Atmosphäre-Austausch klimarelevanter Spurengase in agrarisches und forstlich genutzten sowie in natürlichen Ökosystemen Ralf Kiese und Klaus Butterbach-Bahl, Garmisch-Partenkirchen	39
Emission klimarelevanter Spurengase in intensiven Ackerbaufruchtfolgen und bei der Bewirtschaftung von Grünland Klaus Dittert, Kiel	51
Treibhausgasbilanz der Mineraldüngung Frank Brentrup und Joachim Lammel, Dülmen	61
Klimarelevanz von Wirtschaftsdüngern und Gärsubstraten Joachim Clemens, Bonn	73
Treibhausgas-Emissionen in landwirtschaftlichen Betrieben – Erfassung, Bewertung, Minderungsstrategien Steffi Knoblauch, Jena	79
Klimaschutz und nachhaltige Flächennutzung Jesko Hirschfeld und Julika Weiß, Berlin	97

Mehr Nahrungsmittel, mehr nachwachsende Rohstoffe – welche Rolle spielt die europäische Landwirtschaft?

Enno Bahrs und Wilhelm Gamer, Hohenheim

1. Einleitung

Die europäische Landwirtschaft ist geprägt durch vergleichsweise überdurchschnittliche Produktionsintensitäten und qualitativ hochwertige Produkte. Sie trägt damit insbesondere dem Anforderungsprofil der europäischen Verbraucher Rechnung. Allerdings befindet sich die globale Agrarrohstoffproduktion in einem sich sehr dynamisch verändernden Umfeld. Die globale Nachfrage nach Nahrungsmitteln steigt kontinuierlich an. Allein aus dieser Perspektive werden aus den früher altbekannten Käufer- und Interventionsmärkten temporär immer wieder auch Verkäufermärkte für Agrarrohstoffe. Vereinzelt Produktpreise kletterten damit in der jüngsten Vergangenheit in zunächst nicht erwartete Höhen. Begleitet wird diese Entwicklung durch die zusätzliche Nachfrage nach Biomasse zur Produktion von Bioenergien. Darüber hinaus ist für die Zukunft zu erwarten, dass Biomasse eine zusätzliche Nachfrage auch aus dem Bereich der sonstigen stofflichen Verwertung erfährt. Hierzu zählen z. B. die Biopolymere, die u. a. in der Faser- und Verpackungsproduktion eingesetzt werden können. Die bislang zu diesem Zweck verwendeten fossilen Rohstoffe müssen aufgrund ihrer begrenzten Verfügbarkeit zunehmend ersetzt werden. Insoweit stellt sich die Frage, wie sich die nationalen und internationalen Produkt- und Betriebsmittelpreise in den zukünftigen Agrarrohstoffmärkten entwickeln werden.

2. Preisentwicklungen von Agrarrohstoffen

Allein die zuvor genannten Substitutionseffekte im Non-Foodbereich führen zu einer engeren Anbindung der Agrarrohstoffpreise an die Preise fossiler Energieträger. Schwanken die Preise fossiler Energieträger, werden sie die Agrarrohstoffpreise in einem stärkeren Sog mitziehen, als es in der Vergangenheit zu verzeichnen war (vgl. dazu auch OECD 2008). Diese Entwicklung ist bei den gegenwärtigen zurückgehenden Preisen für fossile Rohstoffe ebenfalls erkennbar. Der Preis der fossilen Energieträger wird zukünftig die Preisuntergrenzen der Agrarrohstoffe mitbestimmen. Somit ergeben sich zwei treibende Kräfte der veränderten Marktbedingungen: Zum einen der globale Bevölkerungszuwachs, der durch veränderte bzw. anspruchsvollere Ernährungsgewohnheiten im Zuge einer verstärkten Urbanisierung begleitet wird. Zum anderen führen der zunehmende Verbrauch sowie die absehbare Endlichkeit fossiler Grundstoffe bzw. Energieträger zu der Notwendigkeit, diese fossilen Grundstoffe zumindest z. T. und zumindest temporär durch Biomasse zu ersetzen. Langfristig werden andere regenerative Energien als die aus Biomasse ein höheres Substitutionspotenzial aufweisen (vgl. z. B. Hoogwijk 2008).

2.1 Veränderte Preisvolatilitäten

Im Vergleich zum Durchschnitt vergangener Jahre lassen sich daraus in Zukunft höhere Produktpreise für Biomasse erwarten. Gleichzeitig führen die beschriebenen Rahmenbedingungen jedoch zu Erhöhungen bei den Betriebsmittelpreisen in den Wertschöpfungsketten. Die Bodenpreise werden von den gegenwärtigen Entwicklungen ebenfalls nicht unberührt bleiben, auch wenn die gegenwärtig z. T. niedrigen Agrarrohstoffpreise vom Getreide bis zur Milch dieses Szenario nicht erwarten lassen.

Neben den allgemein zu erwartenden Produktpreissteigerungen, die nicht mit höheren Gewinnerwartungen verwechselt werden sollten, ist damit zu rechnen, dass die Agrarrohstoffmärkte weniger gut prognostizierbar werden. Während in der Vergangenheit agrarpolitische Interventionsmechanismen in Überschussmärkten die Preise nach unten absicherten, aber auch nach oben nicht viel Erwartungspotenzial ließen, werden die zukünftigen Märkte durch ein höheres Maß an Unsicherheit geprägt sein. Der Health-Check im Rahmen der EU-Agrarreform sowie darüber hinaus gehende Maßnahmen werden diese Situation nicht verändern, im Gegenteil. Einzelne bislang noch nicht oder nur teilkoppelte Produkte werden weiter entkoppelt und einzelne Marktordnungen werden weiter „entschlackt“. Stärkere Preisausschläge einzelner landwirtschaftlicher Produktparten sind somit allein aus dieser Perspektive zu erwarten. An der Milch wird dieser Aspekt besonders deutlich. Historisch Milchpreistiefstände verdeutlichen gegenwärtig die zuvor angestellten Thesen.

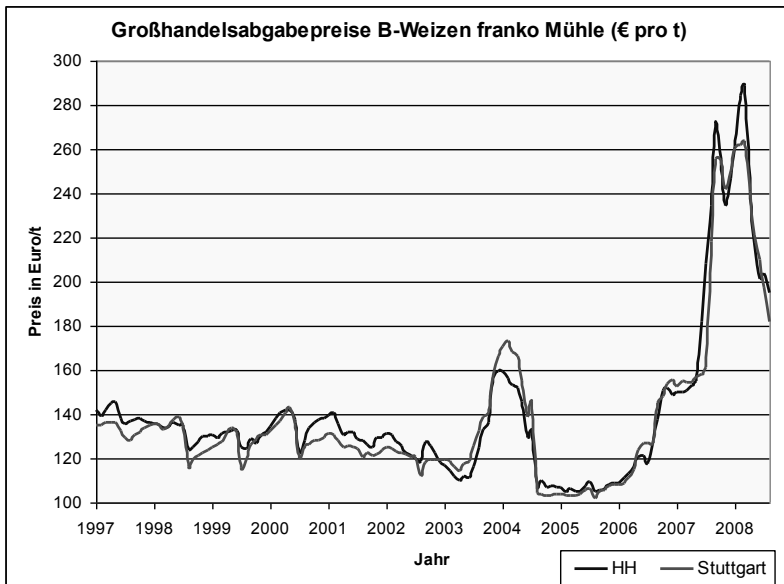


Abb. 1: Exemplarische Entwicklung der Weizenpreise in Deutschland im Zeitablauf (eigene Darstellung gemäß ZMP)

Die Abbildung 1 zur Entwicklung der exemplarisch gewählten Preise für Winterweizen Deutschlands (B-Weizen franko Mühle) in den letzten Jahren verdeutlichen diesen Trend exemplarisch für viele andere Rohstoffe. Es ist offensichtlich, dass die Preise nicht nur eine Richtung kennen. Im Gegenteil, selbst innerhalb eines Wirtschaftsjahres sollte man sich darauf einstellen, mit mehrfachen Richtungswechseln der Preisentwicklungen konfrontiert zu werden. Verstärkt werden diese stärker fluktuierenden Preisverläufe durch spekulativ motivierte Marktteilnehmer, die in der Vergangenheit in den Agrarrohstoffmärkten weniger intensiv zu verzeichnen waren. Sie werden die Preisausschläge nach oben, aber auch nach unten im Niveau und im Tempo verstärken, sofern in den Spekulationsmärkten ausreichend Liquidität vorhanden ist.

2.2 Die Bedeutung von Witterungsbedingungen und Interventionsmechanismen

Die Relevanz der agrarpolitischen Interventionsmechanismen nimmt in der EU ab, während sie in anderen Staaten z. T. unverändert bleibt oder sogar zunimmt. Letzteres insbesondere in Staaten, in denen die Ausgaben für Lebensmittel einen hohen Anteil an den gesamten Lebenshaltungsausgaben ausmachen. Dazu zählen z. B. viele afrikanische aber auch asiatische Staaten (vgl. dazu auch OECD 2008). Für die Regierungen dieser Länder sind Eingriffe in die Agrarrohstoffmärkte eine Frage des politischen Überlebens. Damit wird nicht allein die „Weltwitterung“ und das damit zusammenhängende Welterniveau von Agrarrohstoffen zu einem Unsicherheitsfaktor, sondern auch die politische Stabilität in z. T. einwohner- und auch konsumstarken Nationen. Die in der jüngsten Vergangenheit initiierten Exportbeschränkungen sowie Lagerinterventionen bedeutender Nationen wie z. B. Russland, Ukraine oder Kasachstan sowie vieler anderer Staaten sind ein Zeugnis dieser Entwicklungen, die für den national bzw. global agierenden Marktakteur schwer antizipierbar sind.

Spätestens an dieser Stelle zeigen sich die aus einzelbetrieblicher Perspektive nicht zu unterschätzenden Auswirkungen auf die Bedeutung des betriebsindividuellen Risiko- und Informationsmanagements. Es wird in Zukunft erheblich an Bedeutung gewinnen. Dabei dürfen Landwirte sich zukünftig noch weniger davor scheuen, einen Blick in die Entwicklung der internationalen Märkte zu werfen. Im Zeitalter der Europäisierung und Globalisierung von Agrarmärkten sind z. B. auch die Ernten in Australien oder lokal im Ausland auftretende Tierseuchen bzw. Nachfrageveränderungen für die Entwicklung von inländischen Marktpreisen von Bedeutung. Die jüngste Preisentwicklung zeigt, dass Marktteilnehmer nicht in Versuchung kommen sollten, die starken Preissteigerungstendenzen der letzten Ernteperiode oder des letzten Milchwirtschaftsjahres zu verstetigen. Selbst wenn erhebliche Anpassungsreaktionen der Marktteilnehmer im Agrarrohstoffsektor in der Regel zwischen 6 bis 12 Monate und länger dauern können (mindestens eine Vegetationsperiode), zeigt die jüngste Mengenentwicklung in den Agrarrohstoffmärkten eine nicht zu unterschätzende Dynamik. Landwirte in einzelnen Regionen der Welt können – je nach Preiserwartung – das Niveau der Bodennutzungs- aber auch der Viehhaltungintensität erheblich variieren. Dieses Spektrum reicht von der Intensitätssteigerung je Kultur bis zur Intensitätssteigerung durch die Option, zwischen ein und drei Früchten je Jahr anbauen zu können. Russland meldet für das Jahr 2008 eine signifikante gesteigerte Ackerlandnutzung (AgE 33/08, K 2), wengleich bei den gegenwärtigen Preissignalen eine weitere Ausdehnung wahrscheinlich nicht zu erwarten ist. Dennoch wird eine weitere

langfristige Erhöhung des Anbauumfangs in Anbetracht der noch vielen vorhandenen nutzbaren Brachflächen bei nachhaltig hohen Margenerwartungen im Anbau von Agrarrohstoffen zu erwarten sein (AgE 31/08, K 26). Darüber hinaus sind bislang vorwiegend auf dem Reißbrett kreierte Modelle von Hochhäusern mit Obst- und Gemüseanbau und dazugehöriger Nutztierhaltung nicht grundsätzlich auszuschließen. Dies hängt sehr stark von zukünftigen Verbraucherwünschen in den einwohnerstärkeren urbanen Zentren sowie den sich entwickelnden Herstellungs- sowie Energie- bzw. Transportkosten ab.

3. Die Bedeutung der europäischen Agrarrohstoffproduktion für die globale Agrarrohstoffversorgung

Die EU 27 umfasst eine Bevölkerung von annähernd 500 Millionen Menschen. Bei einer gegenwärtigen Weltbevölkerung von ca. 6,75 Milliarden Menschen umfasst der Anteil der EU 27 somit ca. 7,5 %. Dennoch repräsentiert die EU 27 einen der bedeutendsten Wirtschaftsräume. Diese Stellung kommt nicht allein durch das überdurchschnittlich hohe Bruttoinlandsprodukt zum Ausdruck sondern auch im Umfang der Anbauflächen bzw. Produktionsmengen von Agrarrohstoffproduktion, wie die folgende Abbildung zeigt.

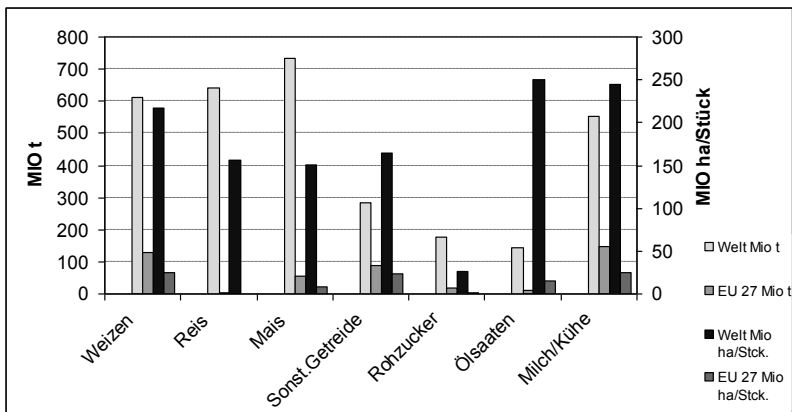


Abb. 2: Anbauumfang einzelner Agrarrohstoffe bzw. Umfang Milchkühe in der EU 27 im Vergleich zu globalen Anbauumfängen von Agrarrohstoffen bzw. Milchkühen im Durchschnitt der Jahre 2005 - 2007 (Gamer gemäß FAO/OECD 2009)

Besonders beachtlich ist dabei das unterschiedliche Niveau im Anteil an den Produktionsflächen bzw. Milchkühen zum Anteil der produzierten Mengen am globalen Umfang für die meisten bedeutenden Agrarrohstoffe, wenn man insbesondere von den Ölsaaten absieht. Beim Weizen und der Milch wird die hohe Produktivität sehr deutlich. Dies kommt auch in den relativen Anteilen dieser Produkte in Prozent an der

globalen Produktion zum Ausdruck, die in der folgenden Abbildung dargestellt werden.

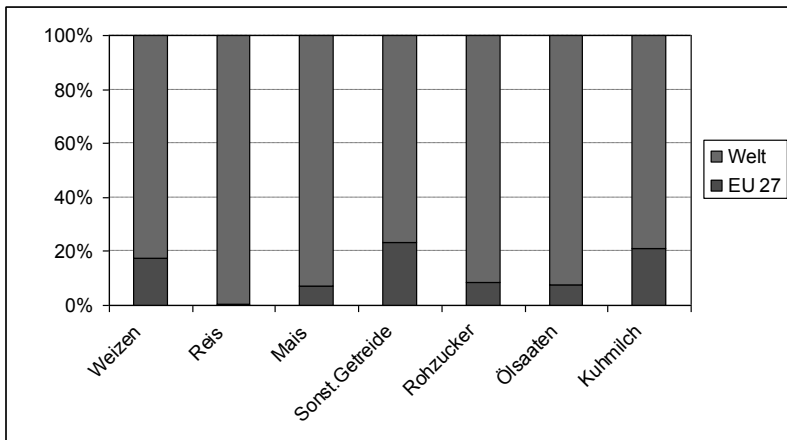


Abb. 3: Anteile einzelner Agrarrohstoffe der EU 27 an global produzierten Agrarrohstoffen im Durchschnitt der Jahre 2005 - 2007 in Prozent (Gamer gemäß FAO/OECD 2009)

Auch wenn die Anteile an der globalen Produktion kaum mehr als 20 % bei einzelnen Produkten betragen, so ist dennoch die hohe Produktivität in der EU 27 signifikant. Damit wird andererseits deutlich, dass in anderen Teilen der Welt noch erhebliche Produktivitätsreserven bestehen können (vgl. dazu z. B. FAO), die für die globale Sicherstellung der Nahrungsmittelversorgung auch genutzt werden sollten. Dennoch verbleibt auch eine erhebliche Verantwortung für die EU 27, zu einer sicheren globalen Versorgung mit Agrarrohstoffen für die Food- und Non-Food-Produktion beizutragen. Zum einen, um den zunehmenden Anforderungen an die Nahrungsmittelversorgung, auch im Bereich des „High-Processing“ bzw. stark veredelter Nahrungsmittel mit hohem Qualitätsanspruch, Rechnung tragen zu können. Zum anderen, um der wahrscheinlich zunehmenden Nachfrage nach nachwachsenden Rohstoffen, allein aus der EU 27 Rechnung tragen zu können. Eine Intensitätssteigerung in der EU 27 wird wahrscheinlich auch aus diesen Perspektiven unumgänglich sein.

4. Veränderte Produktionsintensitäten im Konfliktfeld des Umweltschutzes

In Anbetracht der steigenden Anreize einer höheren Produktionsintensität und daraus resultierenden höheren Herausforderungen an den Umwelt- und Naturschutz können Techniken des Precision Agriculture an Vorzüglichkeit gewinnen. Die Herausforderung an den Umwelt- und Naturschutz wird auch durch die Aufhebung der Flächenstilllegungsverpflichtung erhöht. Die zukünftigen Leitlinien der europäischen und nationalen Direktzahlungen in der Landwirtschaft bzw. der Zahlungen aus der zweiten Säule werden sich möglicherweise nach dem Jahr 2013 – neben zusätzlich

implementierten Maßnahmen für das betriebliche Risikomanagement – noch stärker an Natur- und Umweltschutzmaßnahmen orientieren, die auch dem Klima- und Wasserschutz Rechnung tragen. Damit ist nicht zwangsläufig eine massive Reduktion der absoluten Auszahlungsbeträge verbunden, sondern andere und z. T. komplexere Bedingungen zum Erhalt dieser Zahlungen. Somit entwickeln sich auch manche Landwirte, je nach betrieblicher und regionaler Voraussetzung, noch stärker zum Ökosystemdienstleister als in der Vergangenheit, wenngleich für alle Landwirte gelten sollte, Umwelt und damit auch Klima schonende Maßnahmen noch stärker zu integrieren, als es bislang bereits der Fall ist. Eine zukünftig nicht auszuschließende Integration in den Handel mit Emissionsschutzzertifikaten, so wie ihn Neuseeland für die dortige Landwirtschaft plant, würde diese Tendenz noch weiter verstärken. An dieser Stelle deutet sich bereits eine der grundsätzlichen Herausforderungen für die Landwirtschaft, aber auch für die gesamte Gesellschaft an: Es stellt sich ein magisches Dreieck „Teller-Tank-Natur“ als Pendant des magischen Vierecks der Wirtschaftspolitik ein, wobei der Tank auch als synonym für die sonstige stoffliche Nutzung verstanden werden kann. Die Fläche wird zunehmend zu einem knappen Faktor zur Bedienung der drei Ziele „Teller-Tank-Natur“. Wird ein hohes Maß an Versorgung der Food- und Non-Food-Märkte erwartet, die mit höheren Produktionsintensitäten einhergehen können, wird es schwieriger werden, den bislang bekannten Umwelt- und Naturschutzzielen zu entsprechen. Alle drei Ziele auf einmal zu erfüllen, könnte sich als zunehmend große Herausforderung erweisen. Grundsätzlich gilt für europäischen Landwirte sowie die ihr vor- und nachgelagerten Mitglieder der Wertschöpfungskette: Sie können alles: Nahrungsmittel, Energie sowie Natur- und Umweltschutz – aber die richtige Dosierung zu finden, ist nicht leicht. Dem Staat verbleibt an dieser Stelle, trotz Rückzug aus der klassischen Agrarförderung, die verantwortungsvolle Position, durch eine intelligente Begleitung die richtigen Anreize zu setzen. Dabei sollten die natürlichen oder über Jahrzehnte gewachsenen internationalen Wettbewerbsvorteile einzelner Standorte und ihrer Unternehmer nicht in Frage gestellt werden.

5. Schlussbemerkungen

Die Agrarrohstoffproduktion wird zukünftig noch stärker als bislang im gesellschaftlichen Fokus stehen. Zukünftig sind noch mehr Faktoren im Produktionsprozess simultan zu beachten als bislang. Dazu zählen die Energieversorgung, der Klimaschutz, die stoffliche Verwertung, aber auch sonstige soziale und regionale Aspekte der Biomasseproduktion. In Anbetracht der sich langfristig tendenziell verringernden landwirtschaftlichen Nutzungsflächen und der gleichzeitig erwarteten Zunahme der Agrarrohstoffnutzung (Food und Non Food) ist auch die europäische Landwirtschaft in der Pflicht, ihren Beitrag zu einer Leistungssteigerung zu erbringen. Dafür stehen verschiedene Optionen zur Verfügung. Sie reichen von der Nutzung ertragstärkerer Sorten bis zur Anwendung verschiedener Biotechnologien, deren Einsatz sorgfältig zu prüfen ist. Allerdings steht die europäische Landwirtschaft gleichzeitig in der Pflicht, die Agrarrohstoffe günstig produzieren zu können, damit einer globalen Versorgung mit Agrarrohstoffen angemessen Rechnung getragen werden kann. Somit könnte sie dazu beitragen, dem bisherigen globalen Verteilungsproblem für Nahrungsmittel bzw. Agrarrohstoffe, aufgrund fehlender Kaufkraft einzelner globaler Bevölkerungsschichten, stärker zu begegnen als bislang. Diese Aufgabe wird vor dem Hintergrund der weiter zunehmenden Anforderungen aus dem Bereich des Umwelt- und Naturschutzes jedoch nicht leicht zu bewältigen sein. Allerdings hat haben auch

die Stakeholder im Bereich der Düngung in der Landwirtschaft bewiesen, diese Herausforderung bewältigen zu können.

Literatur

AgE (Agra-Europe) (2008): Verschiedene Ausgaben.

FAO: FAOSTAT (2009)

HOOGWIJK, M.M. (2004): On the global and regional potential of renewable energy sources, Utrecht.

OECD (2008): Agricultural Outlook, Paris.

ZMP (Zentrale Markt- und Preisberichtsstelle): ZMP-Bilanz Getreide, Ölsaaten, Futtermittel, verschiedene Jahrgänge.

Klimawirkung der Welternährung – Herausforderungen an eine klima- schonende globale Agrarproduktion

Hermann Lotze-Campen, Potsdam

Veränderung des Klimas

Aktuelle Beobachtungen sowie der vierte Sachstandsbericht des Internationalen Klimarats (IPCC) bestätigen eindrücklich die Herausforderungen, vor die sich die menschliche Gesellschaft angesichts des Klimawandels gestellt sieht. Die aktuelle CO₂-Konzentration in der Atmosphäre von ca. 380 ppm (parts per million, entsprechend 0,038 Prozent) ist höher als jemals in den vergangenen 500.000 Jahren. Die 1990er Jahre waren die wärmste Dekade der vergangenen tausend Jahre. Die Ergebnisse früherer Zukunftsszenarien können jetzt mit höheren Wahrscheinlichkeiten belegt werden. Bei ungebremsst fortgesetzten Emissionspfaden wird sich die globale Mitteltemperatur bis zum Jahr 2100 um wahrscheinlich 2 - 4 °C gegenüber dem vorindustriellen Niveau erhöhen, in einigen Szenarien sogar bis 6,4 °C.

Eine Temperaturerhöhung von mehr als 2 °C im globalen Mittel halten die meisten Wissenschaftler für gefährlich und unverantwortlich, da in diesem Bereich die Wahrscheinlichkeit von unkontrollierbaren Rückkopplungseffekten und abrupten Klimaänderungen stark ansteigt. Ein Beispiel für einen positiven Rückkopplungseffekt im Klimasystem ist das Abtauen des arktischen Meereises. Da Wasser dunkler ist als Eis, erhöht sich hierdurch die Aufnahme von Sonnenenergie, was zu einer noch schnelleren Erwärmung der Atmosphäre führt. Ein weiteres Beispiel ist das Auftauen der Permafrostböden in Sibirien und Kanada. Dies führt zu vermehrten Methan-Freisetzungen, die den Klimawandel weiter beschleunigen. Es gibt weitere dieser sogenannten "Kippschalter" im Erdsystem, die noch intensiv erforscht werden.

Zudem wird projiziert, dass die Vegetation auf der Landoberfläche ab etwa Mitte des 21. Jahrhunderts aufgrund physiologischer Prozesse von einer Kohlenstoffsenke zu einer Kohlenstoffquelle werden könnte, d. h. die Vegetation würde dann netto Kohlenstoff freisetzen. Diese und andere Anzeichen deuten darauf hin, dass die physikalischen, biologischen und ökonomischen Auswirkungen des Klimawandels schneller eintreten und stärker ausfallen werden als bisher vermutet.

Während die Hauptverursacher des Klimawandels in den reichen Industrieländern zu finden sind, werden die Leidtragenden der Klimawirkungen vor allem die ärmeren Länder mit geringen Anpassungsmöglichkeiten sein. Laut IPCC werden die Klimawirkungen in den gemäßigten Breiten eher mild ausfallen, während viele tropische Regionen stark von Dürren und anderen Extremereignissen betroffen sein werden. In den ärmsten Regionen wird dies lebensbedrohliche Ausmaße annehmen. Bereits heute bestehende globale Ungleichgewichte in den Lebensverhältnissen und der wirtschaftlichen Entwicklung werden durch den Klimawandel noch deutlich verschärft.

Anteil der Landwirtschaft an den Treibhausgasemissionen

Um möglicherweise unbeherrschbare Klimawirkungen zu vermeiden, hat sich die EU als Politikziel gesetzt, die globale Temperaturerhöhung auf 2 °C zu begrenzen. Diese Grenze liegt klar am unteren Rand der Projektionen des IPCC und ist damit schon sehr ambitioniert. Andererseits werden selbst bei Einhaltung des 2 °C-Ziels noch gravierende Klimawirkungen erwartet, so dass dies beim derzeitigen Wissensstand als akzeptabler Kompromiss gilt. Um das 2 °C-Ziel einzuhalten, müssen die Treibhausgas-Konzentrationen langfristig unterhalb eines Niveaus von 450 ppm CO₂-Equivalent stabilisiert werden. Zusätzlich zu den aktuellen 380 ppm CO₂ in der Atmosphäre müssen vor allem auch Methan und Lachgas berücksichtigt werden, die zurzeit etwa 50 ppm CO₂-Equivalent ausmachen. Zwischen der aktuellen Treibhausgas-Konzentration von etwa 430 ppm CO₂-Equivalent und der empfohlenen Obergrenze von 450 ppm bleibt also nicht mehr viel Spielraum. Jenseits von 450 ppm sinkt die Wahrscheinlichkeit, das 2 °C-Ziel zu halten, rapide ab.

Als Faustregel kann folgendes gelten: Um eine Chance von 50:50 auf die Einhaltung des 2 °C-Ziels zu wahren, müssen die Treibhausgas-Emissionen bis zum Jahr 2050 etwa um 50 % im Vergleich zu 1990 reduziert werden. Dies wird sich nur mit großen Anstrengungen und einem Bündel von sektorübergreifenden Maßnahmen erreichen lassen. Hier sind vor allem die Steigerung der Energie-Effizienz, der Ausbau erneuerbarer Energieträger (einschließlich Bioenergie) sowie die Kohlenstoffabscheidung und -lagerung zu nennen. Die Landwirtschaft verursacht 14 Prozent der globalen Emissionen, vor allem in Form von Methan und Lachgas aus Tierproduktion, Reisanbau und Düngemiteleininsatz. Weitere 18 Prozent, mehr als der Verkehrssektor, trägt die Abholzung von Regenwäldern bei (siehe Abb. 1).

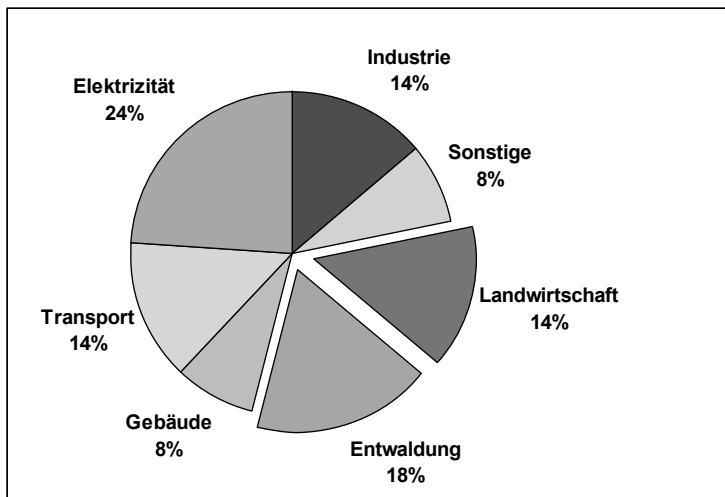


Abb. 1: Anteile verschiedener Sektoren an den gesamten Treibhausgas-Emissionen (Stern-Klimabericht für die britische Regierung 2006)

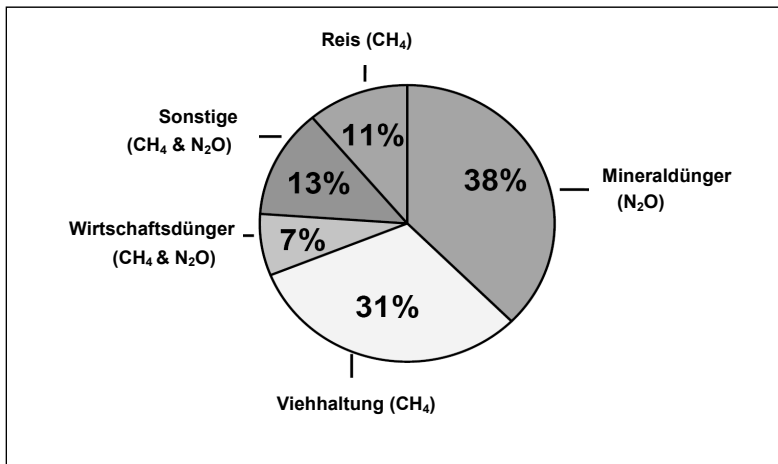


Abb. 2: Emissionsquellen in der Landwirtschaft (Stern-Klimabericht für die britische Regierung 2006)

Der Handel mit Emissionszertifikaten, wie in der EU bereits angelaufen, muss in Zukunft im globalen Maßstab das zentrale Politikinstrument sein, um den Treibhausgas-Emissionen dauerhaft einen Preis zuzuordnen und Anreize zu ihrer Verringerung zu setzen. Mittelfristig müssen alle Wirtschaftssektoren in das System einbezogen werden. Nur dann werden die Wirtschaftsakteure Innovationen zur Emissionsvermeidung entwickeln und auch zur Anwendung bringen. Darüber hinaus wird dies zu einem Innovationsschub führen, der die gesamtwirtschaftlichen Kosten der Vermeidung drastisch senken wird. Nach dem Stern-Klimabericht für die britische Regierung 2006 würden dann zur Einhaltung des 2 °C-Ziels lediglich Vermeidungskosten in Höhe von ca. 1 % der weltweiten Wirtschaftsleistung anfallen. Die möglichen Schäden durch den Klimawandel werden dagegen auf mindestens 3 - 5 % der Wertschöpfung geschätzt. Es ergibt sich also eine positive Kosten-Nutzen-Relation für eine umfassende Vermeidungsstrategie.

Möglichkeiten zur Emissionsvermeidung in der Landwirtschaft

Die Landwirtschaft wird in zweierlei Hinsicht von einer umfassenden Vermeidungsstrategie betroffen sein. Zum einen wird es mittelfristig unumgänglich sein, den Agrarsektor entweder in den Emissionshandel einzubeziehen, oder durch andere Politikmaßnahmen (Stickstoffsteuer, technische Standards zur Wirtschaftsdüngerbehandlung) einen Beitrag zur Verringerung der Emissionen zu erreichen. Dies wird sich auf die Kostenstrukturen der landwirtschaftlichen Produktion auswirken. Zum anderen wird die Produktion von Bioenergie die landwirtschaftlichen Produktions- und Vermarktungssysteme langfristig verändern. Aufgrund der großen Herausforderungen im Energiesektor bei einer ambitionierten Umsetzung des Emissionshandels ist von einer anhaltenden und wahrscheinlich stark steigenden Nachfrage nach erneuerbaren Energieträgern, darunter auch verschiedener Formen der Bioenergie,

auszugehen. Diese Entwicklung wird die steigende Nachfrage nach Agrarprodukten aufgrund der rasanten Wirtschaftsentwicklung in den großen Schwellenländern weiter anheizen.

Die Vermeidungsoptionen in der Landwirtschaft lassen sich in drei Kategorien einteilen:

1. Reduzierung landwirtschaftlicher Emissionen von Methan und Lachgas durch angepasste Bewirtschaftung des Acker- und Weidelandes sowie durch Tierhaltung und Wirtschaftsdüngermanagement

Eine Reihe von Maßnahmen, die zur guten fachlichen Praxis zu rechnen und mit relativ geringen Kosten verbunden sind, kann neben der Stabilisierung der Erträge unter Klimawandel auch einen Beitrag zur Emissionsreduzierung leisten. Hierzu gehören diversifizierte Fruchtfolgen mit höheren Anteilen von Leguminosen, einer vermehrten Nutzung von Ernterückständen und der Vermeidung von Brachen. Stickstoff (N)-Verluste können durch regelmäßige Bodenanalysen, N-Bilanzen sowie den Einsatz stabilerer Dünger minimiert werden.

Weitere Maßnahmen erfordern größere Investitionen bzw. gesellschaftliche Veränderungen. Hierzu zählt im Pflanzenbau die großflächige Anwendung von Präzisionslandwirtschaft zur Optimierung der Nährstoffausnutzung. Emissionen aus der Tierhaltung könnten wirkungsvoll durch eine Verringerung der Viehzahlen reduziert werden. Dies wäre allerdings nur möglich und sinnvoll, wenn die Nachfrage nach tierischen Produkten zurückginge, was zurzeit unrealistisch erscheint. Konsumänderungen sind möglicherweise nur durch entsprechende Preissignale durchzusetzen. Dies würde wiederum die Einbeziehung der landwirtschaftlichen Produktion in eine klimapolitische Strategie, z. B. den Emissionshandel, voraussetzen.

Begrenzte Emissionspotentiale zu vertretbaren Kosten ergeben sich aus einem verbesserten Wirtschaftsdüngermanagement sowie einer Optimierung der Fütterung, z. B. durch eine gezielte Zufuhr von essentiellen Aminosäuren, was heute schon teilweise praktiziert wird. Generelle Leistungssteigerung, verbessertes Herdenmanagement und Tierzucht sind weitere Maßnahmen, um die Emissionen pro Produkteinheit Milch oder Fleisch zu reduzieren. Auch diese Maßnahmen sind zur guten fachlichen Praxis zu rechnen. In begrenztem Umfang könnten auch Nachhaltigkeitsstandards für Futtermittelimporte einen Beitrag leisten, um sicher zu stellen, dass Emissionen aus der Futterproduktion nicht in andere Weltregionen verlagert werden.

2. Kohlenstoffspeicherung in Böden und im Forst

Landwirtschaftliche Böden besitzen ein großes Potential als Kohlenstoffspeicher. Auch hier können diversifizierte Fruchtfolgen helfen, den Aufbau von Humus und damit des Kohlenstoffanteils im Boden zu erhöhen. Daneben wird der Minimalbodenbearbeitung ein Potential zugeschrieben, zum Humusaufbau beizutragen. Es ist aber bislang noch nicht klar, ob es sich hierbei tatsächlich um eine Erhöhung des gesamten Bodenkohlenstoffs handelt, oder ob lediglich Verlagerungsprozesse vom Unterboden in den Oberboden stattfinden. Um die Veränderung des Kohlenstoffgehalts im Boden langfristig zu dokumentieren, wäre die Erstellung von Kohlenstoffbi-

lanzen auf Betriebsebene denkbar. Hierbei sind aber noch methodische Probleme zu bewältigen (s. unten). Diese Bewirtschaftungsmaßnahmen hätten vergleichsweise geringe Kosten zur Folge.

Die Veränderung des Landnutzungsmusters zum Ziele der Kohlenstoffspeicherung wäre dagegen mit erheblichen Kosten verbunden. Die Umwandlung von Ackerflächen in Forstflächen bzw. Agro-Forst-Systeme kann während der Wachstumsphase der Bäume zum Aufbau von Kohlenstoffvorräten und damit zu einer CO₂-Senke beitragen. Ähnliches gilt für die Erhaltung oder Wiederherstellung von extensivem Grasland, Mooren und Feuchtgebieten. Auch hier können im Vergleich zu Ackerland erhebliche Mengen Kohlenstoff der Atmosphäre entzogen und langfristig gebunden werden.

3. Produktion von Bioenergie zur Emissionsvermeidung im Energiesektor

Der Umbau des gesamten Energiesystems in Richtung einer kohlenstoff-neutralen Wirtschaft stellt eine gewaltige Herausforderung dar. Bisherige Analysen zum zukünftigen Energiemix zeigen, dass eine Stabilisierung der Treibhausgaskonzentration im Einklang mit dem 2 °C-Ziel ohne einen substantiellen Beitrag von Energie aus Biomasse kaum möglich sein wird. Durch den Einbau von Bioenergiepflanzen in den landwirtschaftlichen Produktionsprozess kann der Agrarsektor hier einen wichtigen Beitrag zur Emissionsvermeidung leisten. Dies setzt aber voraus, dass Bioenergie umweltfreundlich produziert wird, dass hierfür keine zusätzlichen Wälder in Ackerland umgewandelt werden und Kulturpflanzen mit einer hohen Netto-Ausbeute an Energie eingesetzt werden. Auch hier spielen die politischen und institutionellen Rahmenbedingungen in den Produktionsländern eine entscheidende Rolle.

Umsetzungsprobleme bei der landwirtschaftlichen Emissionsvermeidung

Bei der Umsetzung von Emissionsvermeidungsmaßnahmen in der Landwirtschaft stellt sich eine Reihe von Herausforderungen, die zum Teil zu hohen Transaktionskosten führen können. Zum einen spielen die Aspekte "Permanenz" und "Reversibilität" eine wichtige Rolle. Für die Wirksamkeit der Maßnahmen muss sichergestellt sein, dass sie dauerhaft wirken und nicht leicht und unkontrolliert rückgängig gemacht werden können. Generell besteht ein komplexer Zusammenhang zwischen Kohlenstoff- und Stickstoffkreisläufen in ökologischen Systemen, so dass es hier gegenläufige Prozesse geben könnte, die die Wirksamkeit der gesamten Emissionsvermeidung reduzieren. Aufgrund kleinräumiger, bodenbedingter Unterschiede in den landwirtschaftlichen Produktionsbedingungen ist die systematische Messung und Erfassung der Emissionen von Lachgas und Methan schwierig. Bislang werden bei der Berichterstattung für die UN-Klimarahmenkonvention großräumige Durchschnittsparameter verwendet, die aber regionale Besonderheiten zum Teil vernachlässigen. Für eine Einbeziehung und damit auch Überprüfbarkeit der landwirtschaftlichen Emissionen im Rahmen einer umfassenden Klimapolitik wäre die Berücksichtigung der betriebsspezifischen Situation aber eine Voraussetzung. Hier besteht erheblicher Forschungsbedarf.

Politikinstrumente

Eine Reihe von bereits vorhandenen Politikinstrumenten ist geeignet, die Emissionsvermeidung in der Landwirtschaft zu fördern. Im Rahmen der Energiepolitik wird bereits heute der Einsatz von Bioenergie gefördert. Hier ist bislang aus gesamtwirtschaftlicher Sicht noch kein optimaler Maßnahmenmix gefunden, da die bisherige, technologiespezifische Förderung, z. B. von Biodiesel oder Bioethanol, zu erheblichen Marktverzerrungen bei relativ begrenztem Vermeidungspotential geführt hat. Eine Verteuerung der fossilen Energieträger, z. B. im Rahmen des Emissionshandels, wäre eine bessere Variante, die auch dazu führen würde, dass erneuerbare Energieträger konkurrenzfähig würden.

Im Rahmen der Agrar-Umweltpolitik gibt es verschiedene Maßnahmen, die zu einer Reduzierung des N-Austrags führen, was sich auch positiv auf die Lachgasemissionen auswirkt. Hier sind die Wasserrahmenrichtlinie, die Nitrat-Richtlinie sowie die Richtlinien zur Luftreinhaltung durch Reduktion von Stickoxiden und Ammoniak zu nennen. Die auf EU-Ebene geplante Bodenschutz-Richtlinie würde in eine ähnliche Richtung wirken. Im Rahmen von NATURA 2000 werden emissionsrelevante Ökosystem, wie z. B. Feuchtgebiete, zum Teil geschützt, wodurch ihre Kohlenstoffspeicherkapazität erhalten bleibt.

Im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) können Agrar-Umwelt-Maßnahmen und Cross Compliance ebenfalls zur Emissionsreduktion beitragen bzw. in Zukunft verstärkt hierauf ausgerichtet werden. Bestehende Investitionshilfen können hinsichtlich des Emissionsvermeidungsziels optimiert werden. Für die Weiterentwicklung der GAP wäre ein generelles "Klima-Screening" sinnvoll, d. h. dass im Prinzip alle zukünftigen Maßnahmen im Einklang mit klimapolitischen Zielen stehen sollten. Hierzu gehört auch, dass bestehende Regulierungen stringenter umgesetzt werden. Im Bereich des Gewässerschutzes bestehen bei der Umsetzung der Nitrat-Richtlinie immer noch Defizite, die auch emissionsrelevant sind. Die Umsetzung der geplanten Bodenrichtlinie könnte zu einer verstärkten Berücksichtigung von Humusgehalt und Kohlenstoffbilanzen in der Landwirtschaft führen.

Über bestehende Politikinstrumente hinaus werden auch neue Maßnahmen in der Landwirtschaft diskutiert. Gesamtwirtschaftlich und methodisch vorteilhaft wäre eine Ausweitung des europäischen Emissionshandelssystems (ETS) auf möglichst viele Sektoren und andere Weltregionen. Zurzeit deckt das ETS nur ca. 45 % der Gesamtemissionen in Form von CO₂ in der EU ab. Eine Einbeziehung der Landwirtschaft wäre aufgrund der hohen Zahl relativ kleiner Akteure vermutlich mit hohen Transaktionskosten verbunden. Außerdem wurden bereits die Probleme hinsichtlich Messbarkeit und Überprüfbarkeit, vor allem bei Methan- und Lachgasemissionen, angesprochen. Allerdings sollte diese Möglichkeit gründlich geprüft werden, wie dies zurzeit z. B. in Neuseeland geschieht. Als Alternative hinsichtlich der Lachgasemissionen wäre eine Stickstoff-Überschuss-Abgabe denkbar, die sich auf Basis vorhandener Betriebsdaten wahrscheinlich auch umsetzen ließe.

Im Bereich der Verarbeitungs- und Vermarktungskette von Lebensmitteln werden zurzeit in mehreren Projekten Optionen zur CO₂-Kennzeichnung der Endprodukte untersucht. Hierbei sind allerdings noch erhebliche methodische Probleme, vor allem hinsichtlich der Vergleichbarkeit und Abgrenzbarkeit von Produkt-Lebenszyklus-Analysen, zu bewältigen.

Markteffekte

Der langfristige Trend fallender Realpreise für landwirtschaftliche Güter auf den Weltmärkten wird sich wahrscheinlich in Zukunft umkehren. Ein starker Preisanstieg, unter anderem aufgrund der massiven Subventionierung der Bioenergie in den Industrieländern, war in den Jahren 2007/2008 bereits zu beobachten. Wenn sich diese Trendumkehr stabilisiert, wird es neue Anreize zur Intensivierung der Produktion und Ausweitung der Anbauflächen geben. Wo bislang über Extensivierung oder Flächenstilllegung diskutiert wurde, würden in Zukunft weitere Ertragssteigerung und mögliche Ausweitung der Anbauflächen sowie eine intensivierte Waldnutzung im Vordergrund stehen. Marktfruchtbetriebe würden von diesen Entwicklungen sicherlich profitieren, während Veredelungsbetriebe mit höheren Futterkosten zu rechnen haben.

Wie stark sich die wachsende Energienachfrage auf die Agrarpreise auswirkt, wird im Wesentlichen von der zukünftig noch möglichen Produktivitätssteigerung sowie der globalen Verfügbarkeit an weiteren Agrarflächen abhängen. Allerdings werden sowohl beim Einsatz von Düngemitteln also auch bei der Flächenumwandlung unter Umständen weitere Treibhausgase freigesetzt. Diese komplexen Herausforderungen können also nur durch einen sorgfältig abgestimmten Einsatz von Maßnahmen der Agrarpolitik, Energiepolitik, Handelspolitik und Landnutzungspolitik bewältigt werden.

Fazit

Der Klimawandel wird die Produktionsbedingungen für die Landwirtschaft zum Teil deutlich verändern. Allerdings gibt es in den reichen Industrieländern eine Reihe von Anpassungsmöglichkeiten, um die ökonomischen Auswirkungen unter Kontrolle zu halten. Ärmere Weltregionen werden deutlich stärker betroffen sein. Über die Nachfrage nach Bioenergie im Rahmen einer umfassenden Emissionsvermeidungsstrategie wird es engere Wechselwirkungen zwischen den Märkten für Nahrungsmittel und Energie geben. Steigende Preise für Agrarprodukte bringen dabei auch neue Chancen, vor allem für den Ackerbau. Andere gesellschaftliche Zielstellungen, wie z. B. der Naturschutz oder der Erhalt einer multi-funktionalen Kulturlandschaft, könnten bei einer deutlich zunehmenden Intensivierung allerdings zu kurz kommen.

Emissionen aus der Landwirtschaft und auch der Bioenergie-Produktion sollten in eine umfassende klimapolitische Strategie einbezogen werden, z. B. durch die Einbeziehung in den Emissionshandel oder geeignete Besteuerung. Dies würde dazu führen, dass die Emissionen dort vermieden würden, wo die Vermeidungskosten am geringsten sind. Darüber hinaus würden verschiedene Formen der Bioenergieproduktion in einen fairen Wettbewerb mit anderen Energieträgern auf Basis realistischer Produktionskosten treten.

Eine stärkere öffentliche Förderung von Forschung und Entwicklung in den Bereichen landwirtschaftliche Emissionsmessung und -modellierung, Produktionstechnik, Züchtung und Biomasse-Konversionstechnologie ist notwendig, um die zukünftigen Herausforderungen angesichts des Klimawandels zu bewältigen. Darüber hinaus muss sich die Gesellschaft möglicher Zielkonflikte zwischen Klima-, Energie-, Agrar- und Umweltpolitik bewusst werden und geeignete Abstimmungsprozesse zwischen diesen Bereichen einleiten.

Ziele und Maßnahmen des BMU zur Reduktion von Treibhausgasen aus der Landwirtschaft

Almuth Ostermeyer-Schlöder, Bonn



Bundesministerium
für Ernährung, Landwirtschaft
und Verbraucherschutz

Ziele und Maßnahmen des BMU zur Reduktion von Treibhausgasen aus der Landwirtschaft

Dr. Almuth Ostermeyer-Schlöder
Referat N II 5
Nachhaltige Entwicklung ländlicher Räume,
Umweltangelegenheiten der Landwirtschaft,
Umweltangelegenheiten der Bio- und Gentechnik



Die Beziehung Landwirtschaft- Treibhausgase ist komplex

1. Die Landwirtschaft ist Verursacherin
2. Die Landwirtschaft verbraucht CO₂: Sonderrolle im Vergleich zu anderen Wirtschaftszweigen
3. Die Landwirtschaft hilft, den Verbrauch an fossilen Energieträgern zu mindern: Die Produktion von Biomasse für energetische Zwecke

Und:

4. Die Landwirtschaft ist Opfer des Klimawandels: Eigeninteresse an Klimaschutz und Minderung der Treibhausgasemissionen

Dr. Almuth Ostermeyer-Schlöder,
BMU Referat N II 5, 21. April 2009



Klimaschutz

Klimaschutz und die Anpassung an den Klimawandel ist eine der größten Herausforderungen der Menschheit im 21. Jahrhundert.

Wirtschaftliche Gründe:

„Der im Oktober 2006 erschienene Report „The Economics of Climate Change“ von *Sir Nicolas Stern* stellt fest:

Schäden zwischen 5 und 20 % des globalen Bruttoinlandsproduktes (BIP) sind im Falle eines ungebremsten Klimawandels zu erwarten.

Das ist mehr wirtschaftliche Zerstörung als im Zeitraum 1914-1945 durch zwei Weltkriege und eine Weltwirtschaftskrise zusammen verursacht wurde. Die Kosten, um dies zu verhindern, beziffert Stern dagegen auf ca. 1% des BIP.“

Quelle: Die Bundesregierung: Fortschrittsbericht 2008 zur nationalen Nachhaltigkeitsstrategie

Dr. Almuth Ostermeyer-Schlöder,
BMU Referat N II 5, 21. April 2009



Der internationale Hintergrund

- Die Europäische Union hat sich in ihrem Umweltaktionsprogramm 2002 zum Ziel gesetzt, die globale Erwärmung auf höchstens 2°C gegenüber vorindustriellen Zeiten zu begrenzen.
- Die Staats- und Regierungschefs der EU 2007: Bis 2020 sollen die THG Emissionen um 30% gegenüber dem Ausstoß von 1990 vermindert werden.
- Die Vertragsstaaten des Kyoto-Protokolls einigten sich auf Bali im Dezember 2007 auf einen Minderungskorridor für Industrienationen von 25 – 45 % bis 2020 gegenüber 1990 als Grundlage ihrer künftigen Verpflichtungen.

Dr. Almuth Ostermeyer-Schlöder,
BMU Referat N II 5, 21. April 2009



Die Klima- und energiepolitische Ziele der Bundesregierung und des BMU

- Senkung der Treibhausgasemissionen bis 2020 um 40 Prozent gegenüber 1990.
- Kontinuierliche Erhöhung des Anteils der Erneuerbaren Energien
 - Und zwar im Endenergieverbrauch von heute rund 9 % auf 18 % Prozent bis 2020.
 - Und zwar bei Strom auf mind. 25-30% und 14% bei Wärme
- Verdoppelung des Anteil der Kraft-Wärme-Kopplung an der Stromerzeugung bis 2020 auf 25 Prozent
- Verdoppelung der Energieeffizienz bis 2020 gegenüber 1990; dadurch Stromverbrauch um 11 Prozent reduzieren

Dr. Almuth Ostermeyer-Schlöder,
BMU Referat N II 5, 21. April 2009



Zielerreichung

- Ende 2007 lag Deutschland bei -21,3 Prozent bezüglich der Treibhausgasemissionen.
- Die Energieproduktivität hat sich von 1990 bis 2007 um knapp 40 % erhöht.
- Ende Juni 2008 betrug der Anteil der Erneuerbaren Energien am Endenergieverbrauch 8,6 %.
- Im Zeitraum 1990 bis 2007 stieg der Anteil der Erneuerbaren Energien am Primärenergieverbrauch von 1,3% auf 6,7%.

Dr. Almuth Ostermeyer-Schlöder,
BMU Referat N II 5, 21. April 2009



Konkrete Schritte zu mehr Klimaschutz

Die nationale Klimaschutzpolitik steht im Kontext des Leitbilds einer nachhaltigen Entwicklung.

Die **staatlichen Maßnahmen** müssen

- wirksam,
- wirtschaftlich und
- verursachergerecht sein sowie
- die Leistungsfähigkeit der einzelnen Betroffenen angemessen berücksichtigen.

Dr. Almuth Ostermeyer-Schlöder,
BMU Referat N II 5, 21. April 2009



Mit dem **Integrierten Energie- und Klimaprogramm (IEKP)** beschloss die Bundesregierung 2007 ein Programm, mit dem eine Verminderung klimaschädlicher Treibhausgasemissionen um etwa 35 Prozent bis zum Jahr 2020 gegenüber 1990 realisiert werden soll.

Emissionshandel in der zweiten Handelsperiode

Dr. Almuth Ostermeyer-Schlöder,
BMU Referat N II 5, 21. April 2009



Integriertes Energie- und Klimaprogramm (IEKP) - Maßnahmen:

(Die Maßnahmen sind noch nicht alle vollständig umgesetzt, einige befinden sich noch in der parlamentarischen Beratung.)

Energieeffizienz

Novelle des Kraft-Wärme-Kopplungs-Gesetzes:

- Förderung des Baus von Neuanlagen und von Wärmenetzen

Novelle des Energiewirtschaftsgesetzes (EnWG) zur Liberalisierung des Messwesens; Ziel:

- Förderung innovativer Messverfahren, Wettbewerb, lastvariable Tarife, Energiedienstleistungen.

Novelle der Energieeinsparverordnung (EnEV):

- 2009 Verschärfung um durchschnittlich 30 %
- In einem zweiten Schritt (angestrebt 2012) nochmals bis 30%

Novelle der Heizkostenverordnung: (angestrebt)

- Möglichkeit der Mietminderung im Fall überhöhter Heizkosten;
- Vereinfachung der Regelungen zum Einsparcontracting

37. BImSchV: hohe Standards für den

Sickoxidausstoß neuer Kraftwerke

Leitlinien zur Beschaffung energieeffizienter Produkte und Dienstleistungen

- Energieeffiziente Geräte und Dienstleistungen werden durch die bevorzugte Beschaffung gefördert. Darüber hinaus wird Geld für Strom und Brennstoffe gespart.

Erneuerbare Energien bei Strom und Wärme

Novelle des Erneuerbare Energien Gesetzes (EEG):

- Ziel Anteil der erneuerbaren Energien auf mind. 30 % im Jahre 2020
- u.a. Verbesserung der Vergütungen für Offshore-Windparks

Novelle des Energiewirtschaftsgesetzes zum Ausbau des Stromnetzes:

- gebündeltes Zulassungsverfahren für Seekabel zur Anbindung von Wind-Offshore-Anlagen
- Energieleitungsausbaugesetz

Erneuerbare-Energien-Wärmegesetz (EEWärmeG):

- Ziel bis 2020 14% EE.
- Pflichten für den Einsatz Erneuerbarer Energien bei Neubauten

- Förderprogramm für Bestand aufgestockt: 130 Mio. 2005; bis zu 350 Mio. EUR 2008; bis zu 500 Mio. EUR ab 2009.

Novelle Gasnetzzugangsverordnung:

- Biogaseinspeisung in das Erdgasnetz verstärken.
- Bis 2030 ist ein Anteil von 10% Biogas angestrebt

Dr. Almuth Ostermeyer-Schlöder,
BMU Referat N II 5, 21. April 2009



Integriertes Energie- und Klimaprogramm (IEKP) - Maßnahmen:
(Die Maßnahmen sind noch nicht alle vollständig umgesetzt, einige befinden sich noch in der parlamentarischen Beratung.)

Biokraftstoffe

Novelle Biokraftstoffquotengesetz und Verordnungen:

Durch Biokraftstoffe sollen Treibhausgasemissionen aus Kraftstoffen bis 2020 um 7% gesenkt werden

Nachhaltigkeitsverordnung stellt nachhaltige Erzeugung sicher

Kraftstoffqualitätsverordnung: erhöht Beimischungsgrenzen

Hydrierungsverordnung: Zulassung gemeinsamer Hydrierung von biogenen und mineralölstämmigen Ölen

Verkehr

Umstellung der Kfz-Steuer auf Schadstoff- und CO₂-Basis

Novelle der Mauthöheverordnung:

- Fahrzeuge mit höheren Emissionen werden erheblich stärker belastet.
- Erhöhung der Mautsätze

Novelle der Pkw-Kennzeichnungsverordnung:

- verbraucherfreundliche und übersichtliche Kennzeichnung

Nicht CO₂-Treibhausgasemissionen

Chemikalienklimaschutzverordnung: Emissionen fluorierter Treibhausgase aus Kühlanlagen verringert.

Dr. Almuth Ostermeyer-Schlöder,
BMU Referat N II 5, 21. April 2009



Was hat die Landwirtschaft damit zu tun?

Energieeffizienz:

Im IEKP vorgesehen: Bundesprogramm „Energieeffizienz Landwirtschaft und Gartenbau“

Bioenergie:

Beitrag zur Steigerung des Anteils der Erneuerbaren Energien

Dr. Almuth Ostermeyer-Schlöder,
BMU Referat N II 5, 21. April 2009



Deutscher Bundestag
Wissenschaftsausschuss
zum Energiegesetz

Anteil der Bioenergie an den Erneuerbaren Energien

Ist 2007:

70% der Endenergie aus EE: Bioenergie

- 93% bei der Wärmeerzeugung
- 100 % bei den Kraftstoffen

Dr. Almuth Ostermeyer-Schlöder,
BMU Referat N II 5, 21. April 2009



Deutscher Bundestag
Wissenschaftsausschuss
zum Energiegesetz

Substitution fossiler Energieträger (in CO₂-Äquivalenten) **Quelle: UBA**

Biogas und Biokraftstoffe	- 18 Mio. t
Feste Brennstoffe (Holz, Stroh)	- 23,2 Mio. t
Abfälle (Klär- und Deponie- gase, biogene Abfälle)	- 6,5 Mio. t

Dr. Almuth Ostermeyer-Schlöder,
BMU Referat N II 5, 21. April 2009



Bioenergie

Bioenergie ist unverzichtbar
wenn D das von der EU gesetzte Ziel eines nationalen
Anteils von 18 % EE am gesamten
Endenergieverbrauch im Jahre 2020 realisieren will.

Dabei müssen

- die positiven Auswirkungen der Bio-Energieerzeugung optimiert werden und
- negative Auswirkungen der verstärkten Biomasseproduktion vermieden werden.

Dazu gehört die Einhaltung von

Nachhaltigkeitskriterien

Dr. Almuth Ostermeyer-Schlöder,
BMU Referat N II 5, 21. April 2009



Neues EU-Recht:

- Erneuerbare Energien Richtlinie

Umsetzung in Deutschland:

- Nachhaltigkeitsverordnungen für Biomassestrom und für Biokraftstoffe

Dr. Almuth Ostermeyer-Schlöder,
BMU Referat N II 5, 21. April 2009



Erneuerbare Energien Richtlinie

8. Nachhaltigkeitskriterien (Art.15-17)

Die neue EU Richtlinie definiert erstmalig Nachhaltigkeitsanforderungen für die Herstellung von Biomasse zur energetischen Verwendung. Die Nachhaltigkeitskriterien regeln zunächst nur Biokraftstoffe und flüssige Bioenergieträger, es wird aber im Rahmen der Richtlinie festgelegt, dass die Kommission bis Ende 2009 einen Bericht vorzulegen hat, der Vorschläge zur Anpassung an gasförmige und feste Bioenergie enthalten soll.

Die Nachhaltigkeitskriterien umfassen folgende Bereiche:

1) Verbindliche Mindest-Treibhausgasemissionswerte, die Biomasse zur energetischen Verwendung im Vergleich zu fossilen Energieträgern einhalten muss – 35% ab sofort, 50% ab 2017 (60% für Neuanlagen ab 2017)

Für die Einhaltung der Treibhausgasemissionswerte wurde eine Ausnahmeregelung für bereits bestehende Produktionsanlagen (vor Januar 2008 getätigte Investitionen) bis 2013 aufgenommen. Des Weiteren wurde als Referenzzeitpunkt für den Flächenzustand für die Umweltkriterien der Januar 2008 vereinbart.

In beiden Punkten hatte sich Deutschland für anspruchsvollere und ambitionierte Regeln eingesetzt.

2) Kriterien zum Schutz natürlicher Lebensräume

Keine Förderung von Biomasse aus Gebieten mit besonderer Bedeutung für die Biodiversität (Urwälder, Schutzgebiete und Gebiete mit besonderer internationaler Bedeutung zum Erhalt gefährdeter Arten, biodiverses Grünland).

Keine Förderung von Biomasse aus Gebieten mit besonderer Bedeutung für die Speicherung von Kohlenstoff (Feuchtgebiete, Moore, kontinuierliche Wälder).

3) Soziale Kriterien: Berichtspflicht der KOM zu einschlägigen internationalen Konventionen der Internationalen Arbeitsorganisation der VN (z.B. Gleichberechtigung, Kinderarbeit).

Dr. Almuth Ostermeyer-Schlöder,
BMU Referat N II 5, 21. April 2009



Emissionshandel und Klimaschutzinitiative

„In Anbetracht der Probleme bei der Ermittlung der gesamten CO₂-Emissionen einzelner landwirtschaftlicher Betriebe wird es auf absehbare Zeit nicht möglich sein, die einzelnen Betriebe (etwa analog zu energieintensiven Großbetrieben in der Industrie) als Akteure in das EU-Emissionshandelsystem einzubinden.“

Quelle: Bericht zum Klimaschutz im Bereich Land- und Forstwirtschaft vom 26. September 2008 des BMELV

Förderprogramm Bioenergienutzung in der Klimaschutzinitiative

Dr. Almuth Ostermeyer-Schlöder,
BMU Referat N II 5, 21. April 2009



Treibhausgase aus der Landwirtschaft

Angaben variieren stark!
(erfassungsmethodischen Unterschiede)

Für Deutschland:

Der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) bezeichnet in seinem Gutachten von 2008 die THG-Emissionen aus der Landwirtschaft als erheblich. Der Anteil wird mit 13% beziffert.

DBV Situationsbereich 2009: 6,3% (Quelle UBA)

Weltweiter Anteil der Landwirtschaft an den THG-Emissionen 10-12% (IPCC 2007) bis über 18% (FAO2006).

Je nach Berechnungen trägt die Landwirtschaft fast so viel zu THG Emissionen bei wie der Verkehr mit 20% (z.Z. in D).

Dr. Almuth Ostermeyer-Schlöder,
BMU Referat N II 5, 21. April 2009



Jährliche THG-Emissionen der deutschen Landwirtschaft
(in Mio. t CO₂-Äquiv.nach Döhler, Dämmgen et al. 2008)

Verdauung Nutztiere	18,3
Wirtschaftsdünger tier. Herkunft	8,1
Bodennutzung und Düngung	84,2
Bodenkalkung	1,7
Kraftstoffe etc.	6,8
N-Düngerherstellung	14,1
Summe	133,2 (13%)

Quelle: UBA FG II 2.8

Dr. Almuth Ostermeyer-Schlöder,
BMU Referat N II 5, 21. April 2009



Bundesministerium
für Ernährung, Landwirtschaft
und Verbraucherschutz

**THG-Emissionen in der deutschen Agrar- und Ernährungswirtschaft
(Aus: BMELV; Bericht an AChK und AMK, September 2008;)**

	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	insgesamt
Vorleistungen				45,3
Dünger	8,4		7,9	16,3
FuMi				13
Landwirtschaft				111,6
Verdauung		18,3		18,3
Wirtschaftsdünger		5,0	3,0	8,0
Böden	-0,6	37,8		37,2
Nutzungswandel Acker	25,0			25,0
Nutzungswandel Grünland	16,6			16,6
Nahrungsmittelindustrie				10,7
Handel				35,0
Haushalt				75,0
Wald				- 78,7

Dr. Almuth Ostermeyer-Schlöder,
BMU Referat N II 5, 21. April 2009



Bundesministerium
für Ernährung, Landwirtschaft
und Verbraucherschutz

Anteil landwirtschaftlicher THG am THG-Gesamtausstoß:

Lachgas (N₂O): 61%
Methan (CH₄): 49%
Kohlendioxid (CO₂): 5%

Quelle: Sachverständigen Gutachten der Universität Hannover (Prof. Dr. Christina v. Haaren) im Auftrag des BfN „Der Einfluss veränderter Landnutzungen auf Klimawandel und Biodiversität“ (2009 noch unveröffentlichte Literaturstudie)

Dr. Almuth Ostermeyer-Schlöder,
BMU Referat N II 5, 21. April 2009



THG - Quellen

Landwirtschaftliche Gesamtemissionen:

- 68,6% Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Flächen und Landnutzungsänderungen.
- 18% Tierische Verdauung
- 7,4% Wirtschaftsdüngermanagement
- 6,0% in der Landwirtschaft eingesetzte Energie

Landnutzungsbedingte Emissionen:

- 30 % N₂O-Emissionen aus dem Mineraldüngereinsatz
- 25 % indirekte N₂O-Emissionen aus N-Auswaschungen
- 15% Ausbringung von Wirtschaftsdüngern
- 15% Bearbeitung organischer Böden

Quelle: Sachverständigengutachten der Universität Hannover (Prof. Dr. Christina v. Haaren) im Auftrag des BfN „Der Einfluss veränderter Landnutzungen auf Klimawandel und Biodiversität“ (2009 noch unveröffentlichte Literaturstudie)

Dr. Almuth Ostermeyer-Schlöder,
BMU Referat N II 5, 21. April 2009



Landnutzungsänderungen

zählen zu den bedeutendsten Ursachen landwirtschaftlicher THG-Emissionen.

Weltweit

- Abholzungen von Wäldern (geschätzt auf 15-20% der THG-Emissionen).

In Deutschland

- landwirtschaftliche Moornutzung sowie
- die Umwandlung von Grünland in Ackerland.

Grünlandanteil von 2003 auf 2007 deutschlandweit: -2,38 %
(in einzelnen Bundesländern erheblich höher, z.B. M-V: -4,82 %)

Wenn sich dieser Trend fortsetzt, steigen die Treibhausgasemissionspotenziale der Landwirtschaft erheblich an.

Dr. Almuth Ostermeyer-Schlöder,
BMU Referat N II 5, 21. April 2009



Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft reduzieren

Es gibt kein sektorspezifisches Treibhausgaseinsparungsziel der Bundesregierung oder des BMU.

Um die Quellen nachhaltig zu begrenzen, ist es notwendig die Entstehungsbedingungen weiter zu erforschen.

➤ Forschungsbedarf

Insbesondere die Rolle der Fleischproduktion und Viehhaltung in Bezug auf die THG-Emissionen muss in ihrer ganzen Komplexität aufgearbeitet werden.

„Systematische und quantitative Aussagen dazu, wie viel THG-Emissionen der Landwirtschaft mit welchen Maßnahmen in Deutschland zu welchen Kosten reduziert werden können, gibt es derzeit noch nicht.“

Quelle: BMELV – Bericht zum Klimaschutz im Bereich Land- und Forstwirtschaft vom 26. September 2008

Dr. Almuth Ostermeyer-Schlöder,
BMU Referat N II 5, 21. April 2009



Hinweise auf Handlungsfelder

wichtigste Reduktions- und
Vermeidungspotenziale durch:

- Wiedervernässung von Mooren
- Ökologischer Landbau
- Erhalt von Dauergrünland
- Aufforstung

Quelle: Sachverständigengutachten der Universität Hannover (Prof. Dr. Christina v. Haaren) im Auftrag des BfN „Der Einfluss veränderter Landnutzungen auf Klimawandel und Biodiversität“ (2009 noch unveröffentlichte Literaturstudie)

Dr. Almuth Ostermeyer-Schlöder,
BMU Referat N II 5, 21. April 2009



Übersicht für betriebsbezogene Maßnahmen zur THG-Emissionsminderung (nicht abschließend)

Quelle: BMELV – Bericht zum Klimaschutz im Bereich Land- und Forstwirtschaft vom 26. September 2008

Düngung

Bedarfsermittlung
Bodennahe Ausbringung flüssiger Wirtschaftsdünger
Unverzügliche Einarbeitung flüssiger Wirtschaftsdünger
Ausbringung zum geeigneten Zeitpunkt nach
Düngeverordnung
Einhaltung von Mindestabständen zu oberirdischen
Gewässern
Nutzung abtrifftarmer Geräte für flüssige Düngemittel
Nutzung von Präzisionsstreuern für feste Düngemittel
Reihendüngung in Reihenkulturen
Cultan-Verfahren bzw. Depotdünger

Bodenbearbeitung

Konservierende Bodenbearbeitung
Direktsaat
Anbau mehrjähriger Kulturen (v. a. bei
nachwachsenden Rohstoffen)
Anbau von Zwischenfrüchten

Schutz der Kohlenstoffspeicher in Böden

Vermeidung von Grünlandumbruch
Wiedervermässung entwässerter organischer Böden
Humusschonende bzw. -aufbauende Wirtschaftsweisen

Tierhaltung

Weniger Wiederkäuer
Erhöhung der Lebensleistungen je Tier
Fütterung (Kraftfuttermittels Rationsgestaltung; Einsatz
von Futterfetten oder Fettsäuren; Futterzusatzstoffe mit
methansenkendem Potenzial; Einsatz wasser-
stoffbindender Substanzen mit
Energielieferungspotenzial für Wiederkäuer)
Verbesserung der Tiergesundheit
Verlängerung der Nutzungsdauer der Kühe
Reduzierung der Aufzucht-dauer und der Anzahl
aufzuziehender Junggrinder
Ausreichend Lagerkapazitäten für Wirtschaftsdünger

Senken durch die Forstwirtschaft

Waldbewirtschaftung, insbesondere Holznutzung,
Zuwachssteigerung
Aufforstung

Gebäude und bauliche Anlagen

Maßnahmen zur Verbesserung der Energieeffizienz

Dr. Almuth Ostermeyer-Schlöder,
BMU Referat N II 5, 21. April 2009



Handlungsfelder auf Bundesebene

Quelle: BMELV – Bericht zum Klimaschutz im Bereich Land- und Forstwirtschaft vom 26. September 2008

Schutz von Dauergrünland vor Umbruch und Umwandlung in Ackerland

Cross-Compliance-Regelung, Naturschutz- und Wasserschutzgesetze
Förderprogramme
weitere ordnungsrechtliche Maßnahmen

Renaturierung und Vernässung von Niedermooren

z.B. Moorschutzprogramme, als Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen nach Naturschutzrecht,

Aufforstung

Maßnahmen in der landwirtschaftlichen Produktion

Bei Anwendung guter fachlicher Praxis sind Emissionsreduktionen zu erwarten.
Gezielte Forschung und Beratung

Reduzierung von Methanemissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung

Technische Verbesserungen bei Biogasanlagen.

Reduzierung von Lachgasemissionen aus der Düngung

N-Überschuss reduzieren auf 80 kg

Dr. Almuth Ostermeyer-Schlöder,
BMU Referat N II 5, 21. April 2009



Handlungsfelder auf Bundesebene (2)

Quelle: BMELV – Bericht zum Klimaschutz im Bereich Land- und Forstwirtschaft vom 26. September 2008

Fazit:

„Die politische Herausforderung besteht deshalb darin, Maßnahmen bzw. eine geeignete Kombination von Maßnahmen zu entwickeln, die administrierbar sind, in der Summe zu einer effizienten Anpassung des Agrar- und Ernährungssektors im Sinne des Klimaschutzes führen und dem Ziel der Versorgung mit Lebensmitteln, nachwachsenden Rohstoffen und Umweltgütern nicht zu wider laufen. Zur Entwicklung effizienter, nachhaltig wirkender Fördermaßnahmen besteht Forschungsbedarf.“

Dr. Almuth Ostermeyer-Schlöder,
BMU Referat N II 5, 21. April 2009



Zukünftige Agrarpolitik

Klimaschutz ist eine der neuen Herausforderungen für die EU-Landwirtschaft (neben Biodiversität, Wasserhaushalt und erneuerbare Energien)
Beschlüsse zum „Gesundheitscheck“ der GAP von November 2008

Die Ausgestaltung der GAP nach 2013 wird wesentlichen Einfluss auf die Änderungen der Landnutzung oder die Konservierung bestehender Landnutzungsverhältnisse haben.

Bei der Weiterentwicklung der Gemeinsamen Agrarpolitik nach 2013 sind agrarpolitische Maßnahmen auf Nachhaltigkeit und insbesondere auf ihre Klimawirksamkeit zu überprüfen.

Die zukünftige Agrarpolitik muss sich am heutigen gesellschaftlichen Verständnis einer multifunktionalen Landwirtschaft orientieren.

Agrar-Umweltprogramme müssen auch beim Klimaschutz eine besondere Rolle spielen.

Dr. Almuth Ostermeyer-Schlöder,
BMU Referat N II 5, 21. April 2009

Biosphäre-Atmosphäre-Austausch klimarelevanter Spurengase in agrarisch und forstlich genutzten sowie in natürlichen Ökosystemen

Ralf Kiese und Klaus Butterbach-Bahl, Garmisch-Partenkirchen

Einleitung

Es gibt inzwischen keinen wissenschaftlich begründbaren Zweifel, dass der beobachtete Anstieg der mittleren Temperatur an der Erdoberfläche um 0.6 ± 0.2 °C (IPCC 2007) seit Ende des 19. Jahrhunderts auf einen direkt oder indirekt durch menschliche Aktivitäten hervorgerufenen dramatischen Anstieg der Konzentration von Treibhausgasen in der Atmosphäre zurückzuführen ist (IPCC 2007). Dies sind insbesondere die primär klimarelevanten Gase Kohlendioxid (CO₂), Methan (CH₄), Lachgas (N₂O) sowie die rein durch anthropogene Aktivitäten produzierten Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW). Die Anstiege der atmosphärischen Konzentrationen der Treibhausgase beginnen etwa ab 1750, und damit ab dem Zeitpunkt, des Beginns (i) signifikanter Umwandlung natürlicher in land- und forstwirtschaftlich genutzte Ökosysteme und (ii) dem Beginn der industriellen Revolution. Bis heute (Bezugsjahr 2006) ist dabei das atmosphärische CO₂ von 280 ppm auf 380 ppm und CH₄ sowie N₂O von 715 ppb auf 1774 ppb bzw. von 270 ppb auf 319 ppb angestiegen (IPCC 2007) (Abb. 1).

Neben Kohlendioxid und Methan, das zu ca. 55 % bzw. 19 % zum anthropogen verursachten Treibhauseffekt beiträgt, scheint das Spurengas N₂O mit einem Anteil von 6 % auf den ersten Blick eine eher untergeordnete Rolle zu spielen (IPCC 2007). Jedoch hat N₂O durch seine vergleichsweise lange Verweildauer in der Atmosphäre (125 Jahre) und die effektive Absorption von Infrarot-Strahlung ein 296-fach höheres Treibhauspotenzial als CO₂ und ein 25-fach höheres Potenzial als CH₄ (IPCC 2007). Aufgrund des hohen Treibhauspotenzials und der globalen Störung des N-Kreislaufs (Galloway 1998, Holland et al. 1999) ist jedoch damit zu rechnen, dass die Bedeutung des Treibhausgases N₂O für die globale Erwärmung zukünftig weiter ansteigen wird. Darüber hinaus ist im Zusammenhang mit N₂O auch zu bedenken, dass dieses am Ozonabbau in der Stratosphäre beteiligt ist (Crutzen 1970).

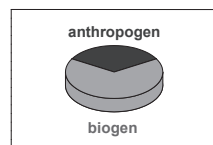
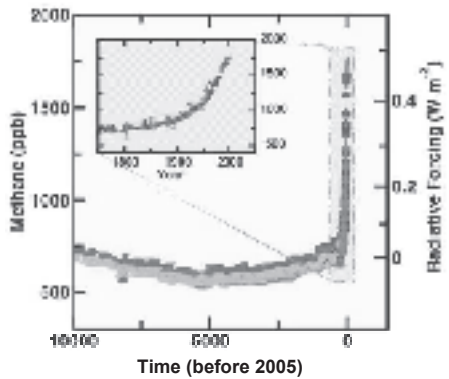
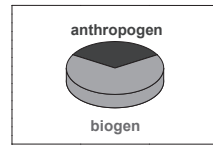
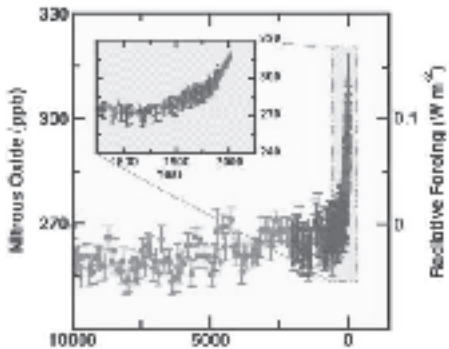
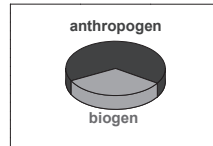
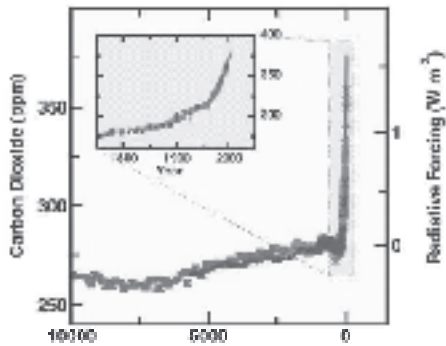


Abb. 1: Anstieg treibhausrelevanter Spurengase in der Atmosphäre sowie Beitrag biogener und anthropogener Quellen an der Gesamtquellstärke (nach IPCC 2007)

Quellen und Senken atmosphärischer Treibhausgase

Im Rahmen der globalen Budget-Betrachtung fällt auf, dass die terrestrische Biosphäre mit ihren natürlichen und anthropogen geprägten Ökosystemen eine dominante Senke und/oder Quelle klimarelevanter Spurengase wie z. B. CO_2 , N_2O und CH_4 darstellt und dadurch die chemische Zusammensetzung der Atmosphäre in der Vergangenheit, derzeit aber auch zukünftig maßgeblich beeinflusst.

Die Hauptquelle von atmosphärischem CO_2 stellt mit 6 - 7 $\text{Gt CO}_2 \text{ a}^{-1}$ und damit ca. 70 % die Verbrennung fossiler Energie dar. Die verbleibenden 30 % ($2 \text{ Gt CO}_2 \text{ a}^{-1}$) können auf biogene Quellen, insbesondere auf landnutzungsinduzierte Änderungen des C-Kreislaufs und der damit verbundenen Mobilisierung von organischem Kohlenstoff aus Vegetation und Boden, zurückgeführt werden (Houghton 2003) (Abb. 1). Wichtig dabei ist, dass die Gesamtumsätze von Kohlenstoff in der Biosphäre durch Photosynthese und Respiration mit ca. 100 Gt a^{-1} um Größenordnungen höher sind und beispielsweise Änderungen des Temperatur- und Niederschlagsregimes durch den Klimawandel zukünftig zu einem weiteren signifikanten Anstieg der atmosphärischen CO_2 -Konzentrationen führen können (Friedlingstein et al. 2003; Jones et al. 2003; Cox et al. 2000).

Umgekehrt überwiegen bei den Spurengasen CH_4 und N_2O die biogenen Quellen mit jeweils ca. 60 % gegenüber den anthropogenen Quellen (Abb. 1). Neben den natürlichen Feuchtgebieten gelten der Reisanbau und die verstärkte Viehhaltung als wichtigste Quellen für atmosphärisches Methan (Abb. 2). Die Methanproduktion erfolgt dabei in anaerobem Milieu durch Reduktion von CO_2 oder Acetat als Produkt des Stoffwechsels methanogener Bakterien. Der Abbau von Methan wird von der Reaktion mit der Hydroxylgruppe OH in der Troposphäre dominiert (Fung et al. 1991), jedoch stellen biologische Oxidationsprozesse methanotropher Bakterien in aeroben Böden (Conrad 1996) eine weitere Senke in der Größenordnung von etwa 10 % dar. Dieser verhältnismäßig kleine Beitrag entspricht in etwa dem Betrag, um den die globalen CH_4 -Emissionen die CH_4 -Senken übersteigen (IPCC 2001). Daraus lässt sich schließen, dass Änderungen in der Senkenstärke der Böden potenziell einen bedeutenden Effekt auf die zukünftige Entwicklung der CH_4 -Konzentrationen in der Atmosphäre haben können (Ridgwell et al. 1999).

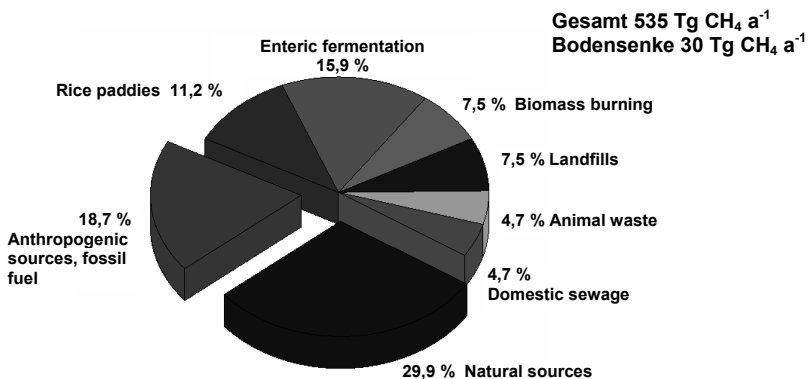


Abb. 2: Globales Methan Budget (nach IPCC 2007)

Die Quellen von atmosphärischem N_2O sind zu ca. 60 % biologischen Ursprungs, wobei global etwa 40 - 60 % aus landwirtschaftlich genutzten Böden und ca. 20 - 40 % aus Waldböden emittiert werden. Als Senke für atmosphärisches N_2O gilt hauptsächlich die Photolyse in der Stratosphäre. Die Aufnahme und Reduktion von N_2O in Böden ist aufgrund der niedrigen Flussraten schwer zu quantifizieren, deren Bedeutung könnte jedoch bisher im globalen Budget weit unterschätzt sein (Abb. 3).

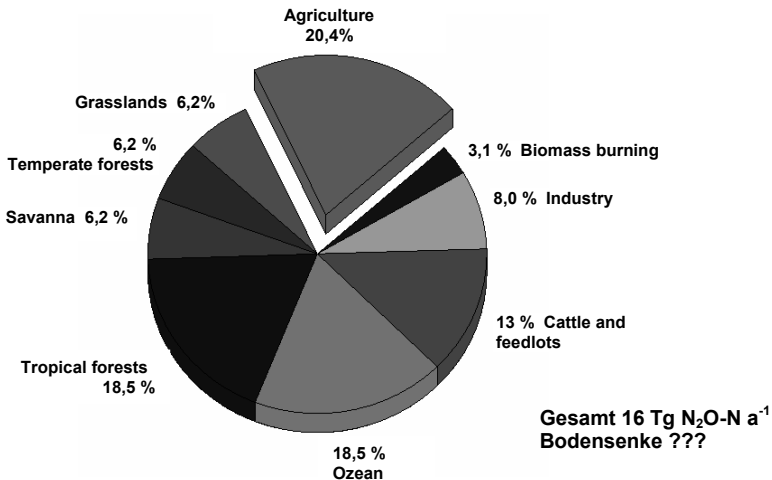


Abb. 3: Globales Lachgas Budget (nach IPCC 2007)

Für die atmosphärischen N_2O -Konzentrationen sind insbesondere die mikrobiellen Umsetzungsprozesse Nitrifikation und Denitrifikation verantwortlich. Die Nitrifikation ist ein strikt aerober Prozess und läuft deswegen nur in gut durchlüfteten Böden ab. Während der Nitrifikation wird Ammonium durch autotrophe, aber auch heterotrophe nitrifizierende Bakterien zu Nitrit oder Nitrat oxidiert, wobei fakultativ N_2O und NO als Zwischenprodukte entstehen. Unter anaeroben Bedingungen wird vom Großteil Mikroorganismen d. h. auch von Nitrifizierern und Pilzen innerhalb des Prozesses der Denitrifikation Nitrat als alternativer Elektronenakzeptor verwendet, welches in Abhängigkeit der Umweltbedingungen unter der Bildung und teilweise Freisetzung der obligaten Zwischenprodukte Nitrit, NO und N_2O bis zum molekularen N_2 reduziert werden kann (Firestone und Davidson 1989). Daher ist die Denitrifikation mit stau-nassen Böden bzw. Sauerstoffmangel in Böden assoziiert (Conrad 2002). Die Denitrifikation ist aber auch der bisher einzig bekannte Prozess der zu einem N_2O -Abbau in Böden beitragen könnte (Chapuis-Lardy et al. 2007).

Global Change und Biosphäre-Atmosphäre Spurengasaustausch

Durch ihre land- und forstwirtschaftliche Nutzung stellt die terrestrische Biosphäre die Lebensgrundlage für die Menschheit dar. Der vermehrte Bedarf an natürlichen Ressourcen, wie z. B. Nahrungsmittel aber auch Biomasse zur Energieerzeugung, führt bereits zu zahlreichen Veränderungen der Landnutzung bzw. des Landmanagements. Direkte, deutlich sichtbare Veränderungen erfolgen durch die Umwandlung von naturnahen Ökosystemen in land- und forstwirtschaftlich genutzte Flächen.

(Semi-) natürliche Ökosysteme stellen signifikante Speicher für Kohlenstoff und Stickstoff sowohl in der Vegetation aber auch im Boden dar. Eine Umwandlung solcher Systeme in landwirtschaftlich genutzte Systeme ist meist mit der Mobilisierung und Freisetzung von Nährstoffen und der Ausbildung eines niedrigeren ökosystemaren Nährstoffspeicherniveaus verbunden. Fragione et al. (2008) stellen die durch Landnutzungswandel (natürlicher Systeme in Biotreibstoff-Systeme) induzierte Freisetzung von Kohlenstoff in Form von CO_2 dem CO_2 -Minderungspotential einzelner Biotreibstoffsysteme gegenüber. Sie kommen zu dem Schluss, dass die Mehrzahl der etablierten Biotreibstoff-Systeme Jahrzehnte bis sogar Jahrhunderte benötigen, um den anfänglichen Ausstoß von CO_2 durch die Flächenumwandlung wieder auszugleichen und die Biotreibstoffproduktion eher auf derzeit degradierten Flächen im Hinblick auf Klimaschutzaspekte interessant ist (Abb. 4). Unter diesem Gesichtspunkt ist auch die Umwandlung von Grünlandökosystemen - mit vergleichsweise hoher Kohlenstoffspeicherung - in Bioenergiesysteme äußerst kritisch zu sehen.

Durch die enge Kopplung von Kohlenstoff- und Stickstoffkreislauf ist die gasförmige Freisetzung von Ökosystemnährstoffen nicht auf CO_2 begrenzt sondern gilt in ähnlicher Weise auch für N_2O , das ein um 320fach höheres Treibhauspotential besitzt und damit die Sachlage noch verschärft.

Diskutierte Maßnahmen der C-Anreicherung, wie das Umstellen von konventionellem Pflügen auf reduziertes Pflügen, haben das Potential den C-Gehalt des Bodens zu erhöhen. Baker et al. (2007) konnten im Rahmen einer Literaturstudie jedoch zeigen, dass dieser Sachverhalt auf Studien gründet, die nur die oberen 30 cm des Bodens in der Bilanzierung berücksichtigen. In den wenigen Studien die auch tiefere Bodenschichten einbeziehen ist ein Anwachsen der Kohlenstoffvorräte durch reduziertes Pflügen nicht mehr konsistent. Es zeigen sich dagegen Unterschiede in der tiefenspezifischen Verteilung des Kohlenstoffs mit höheren C-Gehalten an der Bodenoberfläche bei reduziertem Pflügen und höheren C-Gehalten in tieferen Bodenschichten bei konventionellem Pflügen. Die Autoren kommen zu dem Schluss, dass die These der erhöhten C-Sequestrierung durch geänderte Pflügepraxis derzeit wissenschaftlich nicht belastbar ist, weisen aber auch auf andere gute Gründe für reduziertes Pflügen hin, wie Erosionsschutz und geringere Produktionskosten.

Im Zusammenhang der bodengebundenen C-Sequestrierung durch Managementmaßnahmen (z. B. Pflügen, Ernterückstände, org. Düngung) muss auch darauf hingewiesen werden, dass bei der Betrachtung der Gesamtreibhausgasbilanz (CO_2 , CH_4 und N_2O) manche Maßnahmen, insbesondere durch Stimulation der N_2O -Emissionen, zu einer Verschlechterung bzw. gar zu negativen Treibhausgasbilanzen führen können (Li et al. 2005).

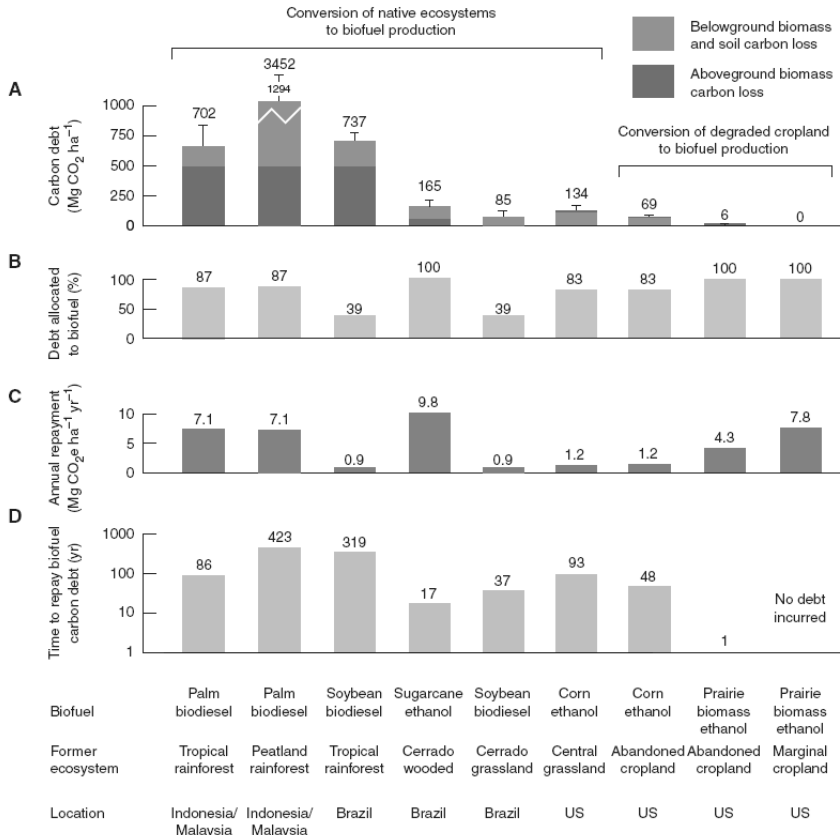


Abb. 4: **A:** Kohlenstoffspeicherung (überirdisch und unterirdisch) in natürlichen und degradierten Ökosystemen; **B:** Prozentualer Kohlenstoffverlust durch Flächenumwandlung in Biotreibstoffsysteme; **C:** Verminderte jährliche CO₂-Freisetzung der Biotreibstoffsysteme gegenüber fossiler Energie (Lebenszyklusanalyse); **D:** Anzahl der Jahre, um den durch die Umwandlung induzierten Kohlenstoffverlust zu kompensieren (aus Fragione et al. 2008)

Neben der Ausdehnung landwirtschaftlich genutzter Flächen ist zudem in Folge der steigenden Nachfrage nach natürlichen Ressourcen (Nahrungsmittel, Biomasse als Energieträger) global eine Intensivierung auf bestehenden Flächen zu beobachten. Da Stickstoff neben Phosphor das limitierende Nährelement in landwirtschaftlichen Produktionssystemen darstellt, geht die Intensivierung meist mit hohen Gaben von Mineral- und organischen Düngern - wie z. B. Gülle - aber auch durch den Anbau von N₂-fixierenden Leguminosen einher, was zu zeitlich und räumlich starken Überangeboten von reaktiven Stickstoffverbindungen im Boden führen kann, mit entspre-

chenden Verlusten von N_2O . In einer Zusammenstellung von N_2O -Emissionen verschiedener Landnutzungen in Europa liegen die jährlichen N_2O -Emissionen landwirtschaftlich genutzter Flächen in der Höhe von 2 - 25 kg N_2O -N ha^{-1} Jahr $^{-1}$ deutlich über den N_2O -Emissionen aus Wäldern, die meist im Bereich von 1 kg N_2O -N ha^{-1} Jahr $^{-1}$ oder darunter liegen (Machefert et al. 2002) (Abb. 5).

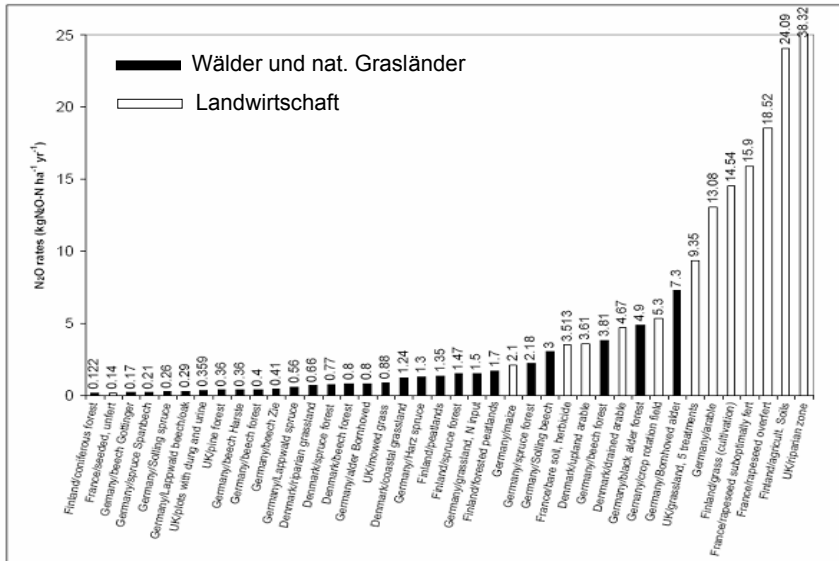


Abb. 5: Jährliche N_2O Quellstärke verschiedener terrestrischen Ökosysteme in Europa

Obwohl die Freisetzung von N_2O aus Böden mit erheblichen Unsicherheiten verbunden ist und je nach Standorts-, Anbau-, und Klimacharakteristika von Jahr zu Jahr variieren kann, ist die Höhe der N-Düngung die meist wesentliche Triebgröße der bodengebundenen N_2O -Emissionen. Als grobe Abschätzung der Höhe der durch N-Düngung induzierten N_2O -Emissionen von bewirtschafteten landwirtschaftlichen, mineralischen Böden gibt das IPCC (2006) einen Emissionsfaktor von 0,01 mit einem Unsicherheitsbereich von 0,003 bis 0,03 an; d. h. 1 % der applizierten N-Düngemittel werden bereits am Standort in Form von N_2O aus dem Boden in die Atmosphäre emittiert. Zusätzlich hierzu müssen noch indirekte N_2O -Emissionen durch den N-Düngemiteleinsatz berücksichtigt werden, die aufgrund der wasser- oder luftgetragenen Stickstoffverlagerungen, z. B. Nitratauswaschung, NH_3 -Emission und Re-Deposition, in den Gebieten auftreten (N-Kaskade), in die die N-Verbindungen transportiert worden sind (Galloway et al. 2003, 2004). Diese zusätzlichen indirekten N_2O -Emissionen machen nach den Berechnungsformeln des IPCC (2006) weitere 0.5 % des ursprünglichen eingesetzten N-Düngers aus. Die anteilige Berechnung der N_2O -Emissionen am Düngemiteleinsatz (1.5 %) ist jedoch mit großen Unsicherheiten behaftet, da es sich hierbei um ein globales statistisches Mittel handelt, das auf Resul-

taten bisher durchgeführter Feldmessungen basiert von denen nur wenige qualitativ hochwertig sind, d. h. z. B. hohe Anzahl von Replikaten, Abdeckung der zeitlichen und räumlichen Variabilität durch Intensivmessungen, ausreichend lange Messzeiträume (Stehfest und Bouwman 2006). So kommen Crutzen et al. (2008) im Gegensatz zum bottom-up Ansatz der IPCC-Emissionsfaktoren in einem top-down Ansatz im Rahmen des Vergleichs der globalen Kreisläufe von reaktiven N und N₂O aus vorindustrieller und heutiger Zeit zu dem Schluss, dass mit der Einbringung reaktiver Stickstoffverbindungen in terrestrische Ökosysteme mit 3,3 bis 4,6 % wesentlich höhere N₂O-Verluste verbunden sein müssen. Ein Indiz der Entstehung von N₂O-Emissionen an anderer Stelle der N-Applikation belegt der positive Zusammenhang von N₂O-Emissionen und der Höhe der N-Deposition in einst N-Limitierten Ökosystemen wie Wälder (Venterea et al. 2003; Butterbach-Bahl et al. 2002) in die derzeit im Mittel in Deutschland ca. 40 kg N ha⁻¹ a⁻¹ über trockene und nasse Deposition eingetragen werden (Gauger et al. 2008).

Im globalen Mittel werden derzeit nur ca. 50 % des eingesetzten Stickstoffdüngers durch die Pflanze aufgenommen. Einer Effizienzsteigerung des N-Düngemiteleinsatzes ist in diesem Zusammenhang die bedeutendste Rolle zuzuweisen, um zukünftig eine Stabilisierung bzw. Reduzierung der N₂O-Emissionen aus der Landwirtschaft zu erreichen.

Im Hinblick auf das Treibhausgas Methan ist jede Intensivierung der Landnutzung, d. h. auch die Umwandlung von Grasland in ackerbaulich genutzte Flächen oder die Intensivierung der N-Düngung, mit einer starken Reduktion der mikrobiell bedingten CH₄-Aufnahme in gut durchlüftete Böden verbunden (Priemé et al. 1997). Trotz dieses signifikanten Effektes ist die Bedeutung des Rückganges der atmosphärischen CH₄-Aufnahme für die Gesamtreibhausgasbilanz meist von untergeordneter Bedeutung. Nach Dutaur und Verchot (2007) liegt die Netto-CH₄-Aufnahme von Böden naturnaher Ökosysteme mit bis zu 10 kg CH₄-C ha⁻¹ a⁻¹ zwar deutlich über der von landwirtschaftlich genutzten Böden (0 - 3 kg CH₄-C ha⁻¹ a⁻¹), dies aber bei einem Treibhauspotential von CH₄ von 25 (IPCC 2007) die Gesamtreibhausgasbilanz nur geringfügig beeinflusst.

Schlussfolgerungen

- Terrestrische Ökosysteme sind die dominanten Quellen und Senken für treibhauswirksame Spurengase (CO₂, CH₄, N₂O).
- Landnutzungswandel und Intensivierung der Landwirtschaft haben bereits zu gravierenden Änderungen der C- und N-Stoffkreisläufe und damit des Biosphäre-Atmosphäre-Austauschs von Treibhausgasen geführt.
- Die Landwirtschaft trägt als Hauptemittent von N₂O (und CH₄ maßgeblich aus der Viehhaltung) mit ca. 9 % zu den Gesamtemissionen Deutschlands bei.
- Eine Reduzierung von N₂O-Emissionen aus der Landwirtschaft erfordert insbesondere eine weitere Effizienzsteigerung beim N-Düngemiteleinsatz. Die Komplexität des Biosphäre-Atmosphäre-Stoffaustauschs unter sich wandelnden Klima- und Umweltbedingungen und die Perturbation insbesondere des regionalen/globalen N-Kreislaufs ist noch zu wenig verstanden.
- Langfristige, interdisziplinäre und praxisorientierte Forschung ist notwendig um Biosphäre-Atmosphäre-Austauschvorgänge besser zu verstehen und nachhaltige Konzepte zur Minderung von Treibhausgasemissionen aus biologischen Systeme

men auch im Hinblick auf geänderte Rahmenbedingungen durch den Klimawandel zu entwickeln.

Literatur

- Baker J.M., Ochsner T.E., Venterea R.T., Griffis T.J. (2007): Tillage and soil carbon sequestration - What do we really know? *Agriculture Ecosystems and Environment* 118, 1 - 5.
- Butterbach-Bahl K., Breuer L., Gasche R., Willibald G., Papen H. (2002): Exchange of trace gases between soils and the atmosphere in Scots pine forest ecosystems of the northeastern German lowlands - 1. Fluxes of N₂O, NO/NO₂ and CH₄ at forest sites with different N-deposition. *For. Ecol. Manage.* 167, 123 - 134.
- Chapuis-Lardy L., Wrage N., Liemetaf A., Chotte J.L., Bernoux M. (2007): Soils, a sink for N₂O? A review. *Global Change Biol.* 13, 1 - 17.
- Conrad R. (2002): Microbiological and biochemical background of production and consumption of NO and N₂O in soil (S. 3 - 33). In: Gasche R., Papen H., Rennenberg H. (HRSG): Trace gas exchange in forest ecosystems. *Tree Physiology Volume 3: Trace gas exchange in forest ecosystems*. Kluwer Academic Publishers Dordrecht/Boston/London, 342 S.
- Conrad R. (1996): Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H₂, CO, CH₄, OCS, N₂O, and NO). *Microbiological Reviews* 4, 609 - 640.
- Cox P.M., Betts R.A., Jones C.D., Spall S.A., Totterdell I.J. (2000): Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model. *Nature* 408, 750.
- Crutzen P.J., Mosier A.R., Smith K.A., Winniwarter W. (2008): N₂O release from agrobiocfuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. *Atmos. Chem. Phys. Discuss.* 7, 11191 - 11205.
- Crutzen P.J. (1970): The influence of nitrogen oxides on the atmospheric ozone content. *Q. J. R. Meteorol. Soc.* 96, 320 - 325.
- Dutaur L., Verchot L. (2007): A global inventory of the soil CH₄ sink. *Global Biogeochem. Cycl.* 21, DOI: 10.1029/2006GB002734.
- IPCC, Forster P., Ramaswamy V., Artaxo P., Bernsten T., et al. (HRSG) (2007): Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. In 'Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group 1 to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change'. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Firestone M.K., Davidson E.A. (1989): Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In *Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere*, edited by Andreae M.O., Schimel D. S.; pp. 7 - 21, John Wiley & Sons Ltd., Chichester, United Kingdom.
- Fargione J., Hill J., Tilman D., Polasky S., Hawthorne P. (2008): Land clearing and the biofuel dept. *Science* 319, 1235 - 1238.
- Friedlingstein P., Dufresne J.L., Cox P.M., Rayner P. (2003): How positive is the feedback between climate change and the carbon cycle? *Tellus B* 55, 692 - 700.

- Fung I., John J., Lerner J., Matthews E., Parther M., Steele L.P., Fraser P.J. (1991): Three-dimensional model synthesis of the global methane cycle, *Journal of Geophysical Research* 96, 13033 - 13065.
- Galloway J.N., Aber J.D., Erisman J. W., et al. (2003): The nitrogen cascade. *Bioscience* 53, 341 - 356.
- Galloway J.N., Dentener F.J., Capone D.G., et al. (2004): Nitrogen cycles: past, present, future. *Biogeochem.* 70, 153 - 226
- Gauger T., Haenel H.D., Rösemann Cl., Dämmgen U., Bleeker A., Ersiman J.W., Vermeulen A.T., Schaap M., Timmermanns R.M., Bultjes P.J., Duyzer J.H. (2008): National Implementation of the UNECE Convention on Long-range transboundary Air Pollution (Effects): Part 1: Deposition Loads: Methods, modelling and mapping results, trends." *BMU/UBA, UBA-Texte 38/08, ISSN 1862 - 4804.*
- Houghton R.A. (2003): Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management 1850 - 2000. *Tellus B* 55, 378 - 390.
- IPCC (2007): "Summary for Policymakers." *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.*
- IPCC (2006): 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Eggleston H. S., Buendia L., Miwa K., et al. (HRSG). Published: IGES, Japan., Vol. 4, Agriculture, Forestry and other Land Use.
- IPCC, Houghton J. T., Ding Y., Griggs D.J. et al. (HRSG.) (2001): *Climate Change 2001: The Scientific Basis, Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Jones C.D., Cox P.M., Essery R.L., Roberts D.L., Woodage M.J. (2003): Strong carbon cycle feedbacks in a climate model with interactive CO₂ and sulphate aerosols. *Geophysical Research Letters* 30, 1495, doi:10.1029/2003GL017056.
- Li C., Frohling S., Butterbach-Bahl K. (2005): Carbon sequestration can increase nitrous oxide emissions. *Climatic Change*, 72. 321 - 338.
- Machefert S.E., Dise N.B., Goulding K.W., Whitehead P.G. (2002): Nitrous oxide emission from a range of land uses across Europe. *Hydrology and Earth System Sciences* 6, 325 - 337.
- Priemé A., Christensen S., Dobbie K.E., Smith K.A. (1997): Slow increase in rate of methane oxidation in soils with time following land use change from arable agriculture to woodland. *Soil Biol. Biochem.* 29, 1269 - 1273.
- Ridgwell A.J., Marshall S.J., Gregson K. (1999): Consumption of atmospheric methane by soils: A process-based model. *Global Biogeochemical Cycles* 13, 59 - 70.
- Stehfest E., Bouwman L. (2006): N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modelling of global annual emissions. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 74, 207 - 228.

Venterea R.T., Groffman P.M., Verchot L.V., Magill A.H., Aber J.D., Steudler P.A. (2003): Nitrogen oxide gas emissions from temperate forest soils receiving long-term nitrogen inputs. *Global Change Biol.* 9, 346 - 357.

Emission klimarelevanter Spurengase in intensiven Ackerbaufruchtfolgen und bei der Bewirtschaftung von Grünland

Klaus Dittert, Kiel

In den Unterzeichnerstaaten des Kyoto-Protokolls sind alle Wirtschaftszweige aufgefordert, ihre Emissionen klimarelevanter Spurengase zu reduzieren. Auch die Landwirtschaft der Bundesrepublik Deutschland muss ihren Beitrag dazu leisten. An den nationalen Gesamtemissionen klimarelevanter Spurengase hatte die Landwirtschaft im Jahr 2007 einen Anteil von etwa 6,5 % (Gesamtemissionen der Bundesrepublik: 960 Tg Kohlendioxid-Äquivalente¹; UBA 2009). Davon entfielen etwa 1,4 % auf direkte CO₂-Emissionen durch Verbrauch von fossilen Energieträgern, 2,2 % auf Methan- und 3,1 % auf Lachgas-Emissionen (Abb. 1; UBA 2009). Nicht enthalten sind in diesen Zahlen die Emissionen durch geänderte Bodennutzung und Bodenhumusgehaltsänderungen sowie durch den Energieverbrauch und die Lachgasemission bei der Mineraldüngerezeugung. Neben den CO₂-Emissionen durch Verbrauch fossiler Energieträger werden die landwirtschaftlichen Emissionen insbesondere durch Methanemissionen bei der Wiederkäuerhaltung und Methan- und Lachgasemissionen beim Wirtschaftsdüngermanagement sowie durch die pflanzenbauliche Bodennutzung und den damit verbundenen Düngereinsatz verursacht. Der folgende Beitrag hat zum Ziel, die spezifischen Anteile der intensiven Pflanzenproduktion an diesen Emissionen aufzudecken, besondere Brennpunkte aufzuzeigen und Potenziale zur Emissionsminderung zu benennen.

Kohlendioxidemissionen durch pflanzenbauliche Landnutzung

Für die Bundesrepublik Deutschland liegen im nationalen Inventarbericht keine Daten für CO₂-Emissionen durch Verbrauch fossiler Brennstoffe in der Landwirtschaft und bei der Düngemittelerzeugung vor. Vorläufig können diese daher nur auf Basis einer Schätzung für die EU (EU15) beurteilt werden. Sie weist für das Jahr 1996 einen Anteil der Landwirtschaft von ca. 1,4 % der EU-weiten CO₂-Emissionen (Sensu, Eurostat 2009) aus, aufgrund des hohen Mechanisierungsgrades der bundesdeutschen Landwirtschaft dürfte dieser Anteil in Deutschland über diesem Durchschnittswert liegen.

¹ 960 Teragramm CO₂-Äquivalente entsprechen 960 Millionen Tonnen CO₂. Zur Bewertung der Schädlichkeit von Emissionen werden alle klimarelevanten Spurengase unter Gewichtung ihrer Klimawirkung in Kohlendioxid-Äquivalente umgerechnet. Für Methan (CH₄) wird ein Gewichtungsfaktor von 25 und für Lachgas (N₂O) ein Faktor von 298 berücksichtigt (100 Jahre Bewertungszeitraum, IPCC 2007).

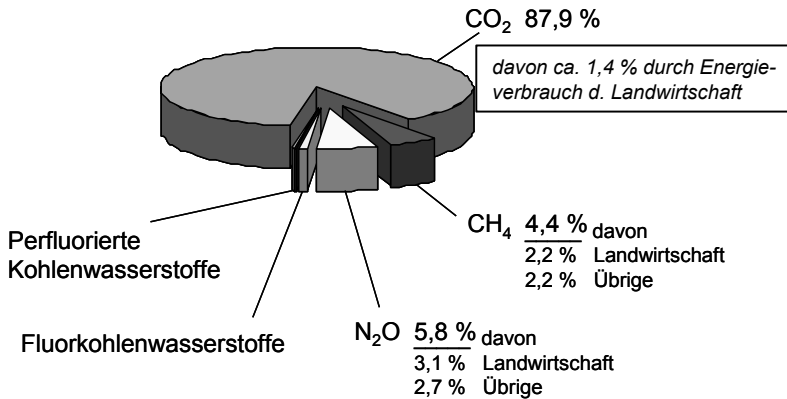


Abb. 1: Gesamtemissionen klimarelevanter Spurengase der Bundesrepublik Deutschland gemäß der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen für das Jahr 2007, gewichtet nach ihrer Klimawirksamkeit (Daten des nationalen Treibhausgasinventars des Umweltbundesamts 2009, ohne Berücksichtigung der Verluste und Gewinne durch Landnutzungsänderungen/Aufforstungen land- und forstwirtschaftlich genutzter Flächen)

Neben der CO₂-Freisetzung aus fossilen Energieträgern ist der mikrobielle Abbau von Bodenkohlenstoff eine wichtige landwirtschaftliche CO₂-Quelle. Ohne land- oder forstwirtschaftliche Beeinflussung befinden sich die Kohlenstoffvorräte der Böden in der Regel in einem stabilen Klimazustand, so dass Böden weder als CO₂-Quelle noch als Senke fungieren. Je nach Landnutzungsänderung, Fruchtfolge, Bodenbearbeitung und Standort kann die Humusbilanz unter heutigen Bedingungen jedoch in weiten Bereichen zwischen starker Humuszehrung (CO₂-Freisetzung) und Humusaufbau (C-Sequestrierung) schwanken. Generell ist vielfach belegt, dass eine Humuszehrung ggf. innerhalb kurzer Zeiträume durch falsches Management, insbesondere durch zu intensive Bodenbearbeitung verursacht werden kann. Demgegenüber erfordert eine dauerhafte Humusmehrung die langjährige Pflege des Humusgehalts durch humusschonende Bearbeitung und regelmäßige Rückfuhr organischer Substanz. Diese Pflege liegt allerdings sehr im Interesse der nachhaltigen landbaulichen Bewirtschaftung, denn die Bodenfruchtbarkeit ist unmittelbar an sie gekoppelt. Im Zusammenhang mit der Klimawirkung eines Humusabbaus ist hervorzuheben, dass Böden mit 2,3 Billionen Tonnen C den dritt-wichtigsten Kohlenstoffspeicher der Erde darstellen, während die Atmosphäre mit nur 0,76 Billionen Tonnen CO₂-C deutlich kleiner ist (Lal 2000). Kleine Änderungen an dem großen C-Speicher Boden führen daher zu großen Effekten beim CO₂-Gehalt der Atmosphäre. Die Frage, ob die gegenwärtige Praxis der intensiven Acker- und Grünlandnutzung in Westeuropa zu Netto-C-Emissionen aus Böden, also zu Humusabbau führt oder nicht, wird gegenwärtig noch sehr kontrovers diskutiert. Da Änderungen des Bodenhumusgehalts nur über sehr lange Zeiträume exakt gemessen werden können, beruhen die aktuellen Erkenntnisse zu großen Teilen auf Simulationsmodellen der Boden-Kohlenstoffumsetzungen, die auf der Basis von Daten der landwirtschaftlichen Dauerversuche

Europas entwickelt wurden. Eine erste, viel beachtete Studie wies für Ackerböden Europas einen dramatischen Rückgang des Bodenkohlenstoffgehalts von jährlich 840 kg C ha^{-1} aus, dies entspräche einer jährlichen Emission von 3 Tonnen $\text{CO}_2 \text{ ha}^{-1}$ (Vleeshouwers und Verhagen 2002). Im Gegensatz dazu weisen jüngere Arbeiten (Smith et al. 2005, Gervois et al. 2008) erheblich kleinere Boden-C-Bilanzsalden aus. Die meisten landwirtschaftlich genutzten Ackerböden Europas haben demnach eine ausgeglichene bis leicht positive Humusbilanzen: die „wahrscheinlichen“ Schätzungen (Smith et al. 2005) benennen unbedeutende Zugewinne an Bodenhumus-C, die eine Größenordnung von $20 - 50 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ nicht überschreiten (Abb. 2).

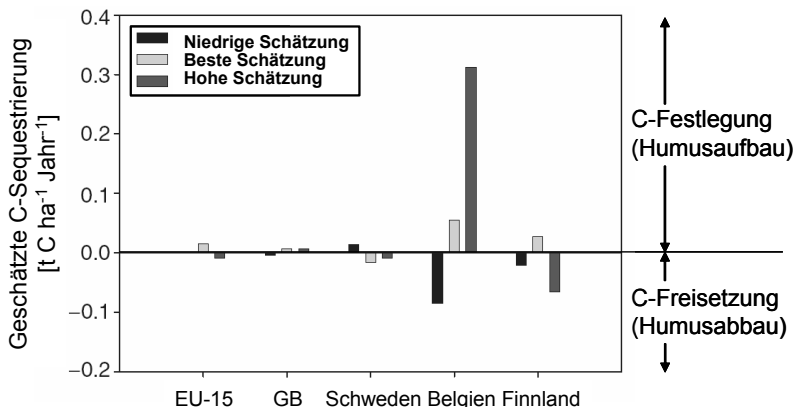


Abb 2: Geschätzte C-Sequestrierung in landwirtschaftlichen Böden ausgewählter Länder/Regionen Europas (nach Smith et al. 2005)

Einfluss der Düngung auf Methanemissionen

Im Jahr 2007 trug die Landwirtschaft etwa 51 % zu den bundesdeutschen Methanemissionen bei (UBA 2009). Von den landwirtschaftlichen Gesamtemissionen an Methan werden etwa 77 % durch die Wiederkäuerverdauung verursacht, etwa 25 % sind auf das Management organischer Düngemittel (Wirtschaftsdüngemittel) zurückzuführen, und Böden konsumieren Methan, sie weisen daher eine negative CH_4 -Emission in Höhe von $30,2 \text{ Gg CH}_4$ auf (Tab. 1). Generell beeinflussen Acker- und Grünlandflächen die globale Methanbilanz sowohl durch mikrobielle Neubildung (insbesondere in Nassreisfeldern) oder durch Abbau von CH_4 durch methanotrophe Bakterien des Bodens. Die Acker- und Grünlandböden unseres gemäßigten Klimabereichs fungieren nahezu flächendeckend als Methansenken, methanotrophe Bodenbakterien ernähren sich von Methan, reinigen also die Atmosphäre von CH_4 , indem sie es zu CO_2 abbauen, das in seiner spezifischen Klimawirkung weit unter der des CH_4 liegt (1 : 25; IPCC 2007). Im Mittel wird bei der Erstellung des Treibhausgasinventars von einer Methankonsumption von $1,5 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ bei Ackerflächen und $2,5 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ bei Grünland ausgegangen (IPCC 2007 bzw. Boeckx & Van Cleemput 2001). Düngung kann die Aktivität der Methanoxidierer kurzzeitig vermindern, in eigenen Felduntersuchungen konnte jedoch nur eine kurzzeitige Ver-

minderung der Senkenstärke beobachtet werden. Es bleibt schwierig zu beurteilen, ob das langfristige Niveau der Methanoxidation von landwirtschaftlichen Böden ohne jegliche N-Düngung und ohne anthropogene N-Deposition deutlich höher wäre, wie es in den Neunziger Jahren für Waldböden berichtet wurde (Schnell und King 1994). Zu direkten Methanemissionen aus intensiven Pflanzenbausystemen kommt es nach Düngung mit Gülle und Gärresten. Nach der Applikation dieser organischen Düngemittel auf landwirtschaftlich genutzte Böden tritt allerdings meist nur eine kurzzeitige physikalische Freisetzung von gelöstem Methan auf, eine mikrobielle Methanreuebildung vollzieht sich aufgrund des im Vergleich zum Fermenter und zum Lagerbehälter höheren Sauerstoffpartialdrucks nicht mehr. Insgesamt spielen diese CH₄-Emissionen auf dem Feld im Vergleich zur Lagerungsemission offenbar aber eine untergeordnete Rolle, denn eine recht neue doch vergleichsweise wenig beachtete Studie aus Österreich zeigte bemerkenswert hohe CH₄-Verluste während der Lagerung von Wirtschaftsdüngemitteln (Amon et al. 2006). Bei einer 80-tägigen Wirtschaftsdünger-Lagerung im Sommer und anschließender Düngung traten 99,9 % der Methanemissionen während der Lagerung auf, die Emissionen nach Feldausbringung erschienen somit nahezu vernachlässigbar, zumal diese noch zusätzlich – analog zur Ammoniakverflüchtigung – durch oberflächliche Einarbeitung der Gülle oder Gärreste in den Boden deutlich vermindert werden können (eigene Arbeiten).

Tab. 1: Methanemissionen der deutschen Landwirtschaft im Jahr 2007 (UBA 2009)

Quelle	Gg CH ₄ Jahr ⁻¹
Tierhaltung (Wiederkäuerverdauung)	809,3 (77,8 %)
Management organischer Düngemittel (incl. Schweinegülle)	260,8 (25,1 %)
Landwirtschaftlich genutzte Böden	-30,2 (-2,9 %)
Landwirtschaftliche Gesamtemissionen	1039,9 (100 %)

Einfluss der Düngung auf Lachgasemissionen

Derzeit bestehen keine Zweifel, dass Lachgas das wichtigste klimarelevante Spurengas ist, das aus unseren landwirtschaftlich genutzten Böden freigesetzt wird. Unterschieden werden hier direkte und indirekte Emissionen, die entweder unmittelbar auf dem bewirtschafteten Boden oder in Folge der Bewirtschaftung anderenorts entstehen. N₂O-Emissionen aus Böden entstehen, wenn organische oder mineralische N-Düngemittel mikrobiell umgesetzt werden². Relevant sind hier die Prozesse der Nitrifikation und der Denitrifikation, die jeweils an unterschiedliche Sauerstoffverfügbarkeiten im Boden geknüpft sind, die aber dennoch zeitgleich in verschiedenen Kompartimenten eines Boden stattfinden können. N₂O ist nach gegenwärtigem Kenntnisstand in allen Fällen nicht das primäre Endprodukt dieser mikrobiellen N-Umsetzungen, es entweicht vielmehr als unvermeidliches Nebenprodukt (Firestone

² N₂O-Emissionen durch Chemodenitrifikation bleiben hier unerwähnt. Sie spielen im Grundwasser und in redoximorphen Böden offensichtlich eine größere Rolle, ihre Bedeutung für landwirtschaftliche Spurengasbilanzen kann derzeit nicht quantifiziert werden.

und Davidson 1989). Indirekte N₂O-Emissionen entstehen z. B. in tieferen Bodenschichten und Gewässern, wenn Nitrat ausgewaschen wurde, oder wenn Dünger-N als NH₃ in die Atmosphäre entweicht, so dass dieser Stickstoff schließlich andersorts mikrobiell umgesetzt wird. Besonders die Erfassung der indirekten N₂O-Emissionen ist analytisch sehr schwierig, die folgenden Betrachtungen sind daher hauptsächlich auf die direkten Emissionen im intensiven Pflanzenbau ausgerichtet. Der Schwerpunkt der folgenden Ausführungen liegt bei organischen Düngemitteln, da die Wirkung mineralischer Düngemittel im Beitrag von Brentrup und Lammel (dieser Band) eingehend diskutiert wird. Generell kann an dieser Stelle aber bereits festgehalten werden, dass alle Maßnahmen zur Minderung von N-Verlusten durch Ammoniakverflüchtigung und Nitratauswaschung dazu geeignet sind, die Belastung der Atmosphäre durch indirekte N₂O-Emissionen zu vermindern.

Tab. 2: Lachgasemissionen aus der deutschen Landwirtschaft und aus Landnutzungsänderungen im Jahr 2007 (UBA 2009)

Quelle	N ₂ O [Gg N ₂ O Jahr ⁻¹]
Landwirtschaftlich genutzte Böden (direkt + indirekt; inkl. Emissionen aus mineralischen und organischen Düngemitteln)	87,9 (91,9 %)
Wirtschaftsdüngermanagement	7,8 (8,2 %)
Landnutzungsänderungen (Ackerbaulich genutzte Böden)	2,1 (2,2 %)
Gesamtemissionen aus Landnutzung und -nutzungsänderungen	95,6 (100 %)

In der Bundesrepublik Deutschland ist die Landwirtschaft für etwa 53 % der jährlichen nationalen N₂O-Gesamtemissionen in Höhe von 180,3 Gg N₂O verantwortlich. Knapp 90 % der landwirtschaftlichen N₂O-Emissionen entstammen vor allem den gedüngten, landwirtschaftlich genutzten Böden (Tab. 2). Organische und mineralische N-Düngemittel weisen ähnliche spezifische N₂O-Bildungsraten nach Düngung auf, die zeitliche Emissionsdynamik im Jahresgang und die kritischen Situationen sind jedoch unterschiedlich. Besonders anfällig für hohe N₂O-Emissionen sind Zeiträume hoher Bodenfeuchte bei gleichzeitig hoher Verfügbarkeit von Nitrat-Stickstoff und leicht abbaubarer organischer Substanz. Diese Bedingungen sind typischerweise im Sommer und im Herbst nach organischer und besonders nach kombinierter mineralisch-organischer Düngung gegeben. Inzwischen wurde daher die mineralische und organische N-Düngung im Sommer/Herbst in Deutschland – auch aus diesem Grund – durch die Düngeverordnung stark eingeschränkt. Im Frühjahr sind die Böden noch kühl und die Nitratgehalte i. d. R. noch niedrig, so dass eine organische Düngung trotz geringer Sauerstoffverfügbarkeit im Boden bei gleichzeitigem Angebot an leicht umsetzbarer organischer Substanz vergleichsweise geringe N₂O-Emissionen verursacht. Die herausragende Bedeutung der organischen Substanz für die N₂O-Emissionen hat ihre Ursache in der Förderung der C-heterotrophen, denitrifizierenden Bodenbakterien. Für den Abbau von Kohlenhydraten benötigen sie üblicherweise Sauerstoff. Wenn dieser knapp wird, können sie stattdessen Nitrat reduzieren. Dabei entstehen N₂O und elementarer Stickstoff (N₂), der nicht klimaschädlich ist. Im Zusammenhang mit dem Einsatz organischer Düngemittel ist das Verhältnis von leicht zersetzbarer organischer Substanz zu NO₃⁻ von besonderem Interesse. Bei Zufuhr von organischer Substanz bei gleichzeitig kleinem Nitratangebot (z. B.

nach Biogas-Abfall-(Gärrest-)Düngung) wird das Nitrat im Verlauf der Denitrifikation sehr effizient und vollständig reduziert, so dass kaum N_2O und viel N_2 gebildet wird (Abb. 3). Die gezeigte Untersuchung belegt weiterhin sehr eindrucksvoll, dass der spontane N_2O -Emissionspeak, der regelmäßig nach Düngungsereignissen auftritt, durchweg auf denitrifikative N_2O -Bildung zurückzuführen ist. Leider ist im Gegensatz zur N_2O -Messung die Erfassung der denitrifikativen N_2 -Bildung technisch sehr schwierig, so dass es nur wenige Messungen des $N_2:N_2O$ -Verhältnisses während der Denitrifikation gibt. Aktuelle Modelluntersuchungen mit Rindergülle legen nahe, dass unter sehr feuchten Bedingungen in der Hauptemissionsperiode nach Gülledüngung die N_2 -Produktion annähernd 50-fach größer ist als die N_2O -Bildung (Köster, Senbayram, Ditter, unveröffentlicht).

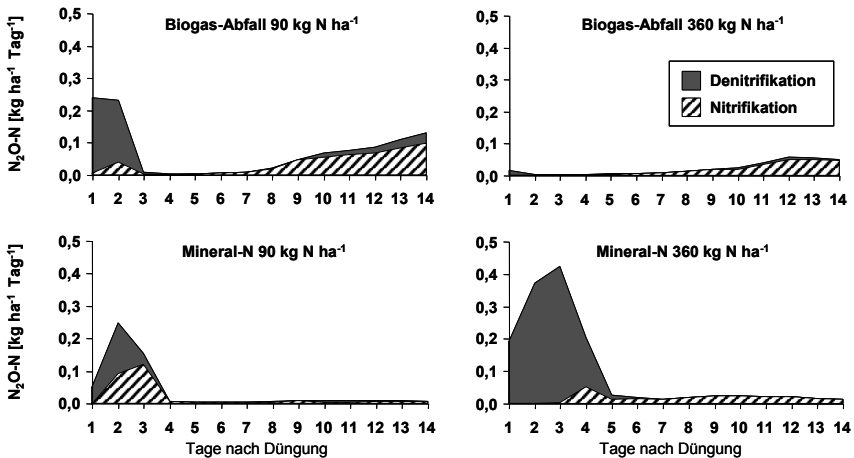


Abb. 3: Zeitverlauf der nitrifikations- und denitrifikations-bürtigen N_2O -Emissionen nach Düngung mit Biogas-Abfall und Kalkammonsalpeter bei unterschiedlichen N-Aufwandmengen (90 und 360 $kg\ N\ ha^{-1}$) und unterschiedlicher Bodenfeuchte (65 % und 85 % nFK) im Gefäßversuch (n=3; nach Senbayram et al. 2009)

Potenziale zur Minderung von N_2O -Emissionen

Die Kombination der Düngung von nitrathaltigen Mineraldüngemitteln und organischer Düngung ist als besonders kritisch anzusehen. In Deutschland ist die Kalkammonsalpeter-Düngung im Frühjahr weit verbreitet. Dieses kombinierte Angebot von Ammonium und Nitrat ist für die rasche Pflanzen-N-Versorgung im Frühjahr günstig. Um aber verstärkte N_2O -Emissionen zu vermeiden, sollte ein zeitlicher Abstand von mindestens 14 Tagen zur organischen Düngung eingehalten werden (Stevens und Laughlin 2002, Lampe et al. 2006). Bei der Bewirtschaftung von Acker und Grünland ist dies eine effektive Maßnahme, die i. d. R. ohne zusätzliche Kosten oder Einbußen anderer Art umgesetzt werden kann. Das Zusammentreffen von hohen

Nitratgehalten im Boden und großen Mengen leichtabbaubarer organischer Substanz nach Düngung mit Wirtschaftsdüngemitteln kann weiterhin durch den Einsatz von Nitrifikationshemmern reduziert werden (Abb. 4). Gerade bei bodennaher Gülleausbringung oder bei Gülleinjektion, die aus Gründen der Minderung von NH_3 -Verflüchtigung sehr empfehlenswert ist, kann durch die Verzögerung der Nitratbildung eine deutliche Reduktion der N_2O -Emission erzielt werden. Die in eigenen Arbeiten beobachtete Verminderung um 30 % scheint einer aktuellen Literaturübersicht zufolge eine häufig erreichbare Größenordnung zu sein (Smeets et al. 2009).

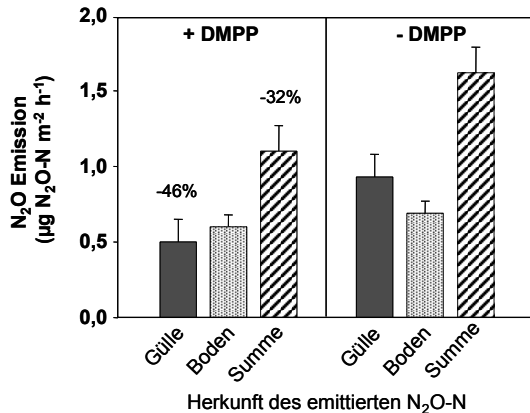


Abb. 4: Einfluss des Nitrifikationshemmers 3,4-Dimethylpyrazolphosphat auf die Lachgasemission innerhalb der ersten 17 Tage nach Gülleinjektion. Schraffierte Balken geben die N_2O -Gesamtemission [$\mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$] wieder, die sich aus gülle- und bodenbürtigen Anteilen zusammensetzt (Differenzierung des emittierten N_2O durch ^{15}N -Markierung des applizierten NH_4 -Anteils der Rindergülle, nach Dittert et al. 2001)

Spurengasemissionen beim Anbau von Bioenergiepflanzen

In den letzten Jahren ist gerade in der Bundesrepublik Deutschland, aber auch in einigen westeuropäischen Nachbarländern eine intensive Förderung des Anbaus von Energiepflanzen zu verzeichnen. Neben dem Ziel, Technologien zur effizienten Nutzung regenerierbarer Energiequellen zu entwickeln, ist eine der Hauptmotivationen die Verminderung der CO_2 -Emissionen. Aktuell ist diese Form des intensiven Pflanzenbaus u. a. deswegen in die Kritik geraten, weil vermutet wurde, dass die mit dem Anbau von Energiepflanzen verknüpften N_2O -Emissionen die CO_2 -Emissionsersparnis überkompensieren könnten (siehe z. B. Crutzen et al. 2008). Eigene Arbeiten auf zwei landwirtschaftlichen Versuchsbetrieben der Universität Kiel konnten dies für den Anbau von Biogaspflanzen bisher nicht bestätigen. In zweijährigen Feldversuchen an zwei Standorten innerhalb des Forschungsvorhabens Biogas-Expert der Universität Kiel zeigten sich in den mineralisch oder organisch gedüngten Versuchspartellen mittlere, kumulative, direkte N_2O -N-Emissionsraten in Höhe von 1,57 % des

gedüngten N. Sie liegen also sehr nahe bei dem IPCC-Default-Wert für direkte N₂O-Emissionen. Untersuchungen der N-Verluste durch NH₃-Verflüchtigung und NO₃⁻-Auswaschung werden im Verlauf des Jahres 2009 ausgewertet sein, so dass auch das Ausmaß indirekter N₂O-Emissionen abgeschätzt werden kann (Gericke, Pacholski und Kage in Vorbereitung, und Svoboda, Hermann und Taube in Vorbereitung).

In den Untersuchungen wurde weiterhin besonders die Düngung mit zurückgeführten Gärresten aus der Biogasfermentation geprüft. Hier zeigte sich, dass trotz höherer N-Verfügbarkeit keine spezifisch höheren Emissionen auftraten. Auffällig war allerdings, dass der Maisanbau an beiden Prüfstandorten im Vergleich zu den beiden anderen geprüften Biogas-Pflanzen Gras und Weizen mit 40 % höheren N₂O-Emissionen verbunden war (Abb. 5). Wir vermuten, dass dies auf den späteren Wachstumsbeginn des Mais' und damit den späteren Bodenwasserverbrauch infolge Transpiration und die spätere N-Aufnahme zurückzuführen ist, so dass im Boden der Maisparzellen über längere Zeit Bedingungen vorlagen, die die Denitrifikation begünstigen. Sehr bemerkenswert war weiterhin der enorme Unterschied in den Lachgasemissionen an den beiden Untersuchungsstandorten, die sich stark in ihrer Bodentextur unterscheiden: im Mittel der gedüngten Varianten wurden auf dem sandigen Lehmboden mehr als 4-fach höhere Emissionen als auf dem sandigen Standort gemessen.

Schließlich ist an dieser Stelle noch darauf hinzuweisen, dass in der bereits im Zusammenhang mit der Methanemission genannten österreichischen Studie (Amon et al. 2006, s. o.) auch die N₂O-Emissionen bei Gülle- bzw. Gärrestlagerung im Sommer geprüft wurden. Hier zeigte sich auch für N₂O, dass zumindest unter den dort getesteten klimatischen Bedingungen die Lachgas-Verluste während der Lagerung jene nach der Felddausbringung um ein Vielfaches überstiegen.

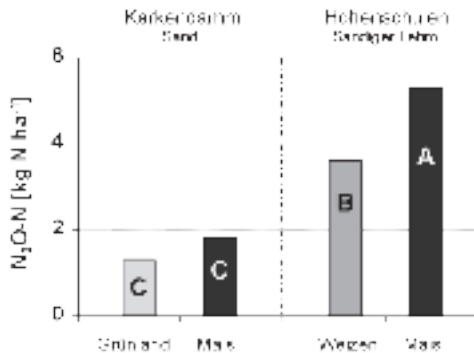


Abb. 5: Kumulative jährliche direkte Lachgasfreisetzungen beim Anbau von Bioenergiepflanzen für die Biogasfermentation (Mittelwerte über zwei volle Versuchsjahre März 2007 bis März 2009, Durchschnitt über alle getesteten mineralischen und organischen N-Düngerformen und -gaben (Senbayram et al. in Vorbereitung))

Ausblick

Die Emission klimarelevanter Spurengase in intensiven Ackerbaufruchtfolgen und bei der Bewirtschaftung von Grünland wird aufgrund ihrer großen klimatischen Wirksamkeit dominiert durch die N_2O -Emissionen. N_2O entsteht in besonderem Maße in gedüngten, feuchten, schweren Böden durch Denitrifikation, unter Umständen auch durch Nitrifikanten-Denitrifikation. Voraussetzung für hohe Denitrifikationsraten sind hohe Gehalte an leicht-abbaubarer organischer Substanz und an Nitrat bei gleichzeitig hoher Bodenfeuchte. Das Risiko erhöhter N_2O -Emissionen lässt sich durch die zeitliche Entflechtung der Ausbringung von organischen und mineralischen (nitratthaltigen) Düngemitteln verringern. Weiterhin liegen erhebliche Potenziale in der Nutzung von Nitrifikationshemmern, die auch die Nitrat auswaschung und damit indirekte N_2O -Emissionen vermindern können. Der Einsatz dieser Zusatzstoffe ist bisher deutlich zu wenig hinsichtlich der Wirksamkeit zur N_2O -Emissionsminderung erforscht worden.

Zum Anbau von Bioenergiefrüchten, insbesondere dem fortgesetzten Silomaisanbau, ist festzuhalten, dass die Erhaltung der Bodenumusgehalte zukünftig größere Aufmerksamkeit erfordert, denn diese sind sowohl für die unmittelbaren CO_2 -Emissionen aus intensiven Ackerbaufruchtfolgen als auch für die Bodenfruchtbarkeit von herausragender Bedeutung. Maisanbau führt zumindest in feuchten Jahren offensichtlich auch zu erhöhten N_2O -Emissionen, die ggf. durch eine etwas spätere und stärker gestaffelte N-Düngung gemindert werden können.

Schließlich ist hervorzuheben, dass wir nach wie vor große Wissensdefizite hinsichtlich der indirekten N_2O -Emissionen haben, die für die Gesamtbeurteilung der Klimawirkung von pflanzenbaulichen Produktionssystemen essenziell sind. In jedem Fall lässt sich festhalten, dass alle Maßnahmen zur Verbesserung der Dünger-N-Effizienz auch der Verminderung der Klimawirkung dienen. Nicht von Pflanzen genutzter Stickstoff aus mineralischen und organischen Düngemitteln entweicht aus Böden vollständig über Denitrifikation, NH_3 -Verflüchtigung und Nitrat auswaschung. NH_3 -Verflüchtigung und Nitrat auswaschung haben neben ihren unmittelbaren Umweltwirkungen N_2O -Emissionen zur Folge, so dass es auch aus Klimaschutzgründen sinnvoll ist, diese Verluste zu minimieren.

Literatur

- Amon, B., V. Kryvoruchko, T. Amon, S. Zechmeister-Boltenstern (2006): Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture Ecosystems & Environment* 112, 153 - 162.
- Boeckx, P., O. Van Cleemput (2001): Estimates of N_2O and CH_4 fluxes from agricultural lands in various regions in Europe. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60, 35 - 47.
- Crutzen, P. J., A. R. Mosier, K. A. Smith, W. Winiwarter (2008): N_2O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. *Atmospheric Chemistry and Physics* 8, 389 - 395.

- Dittert, K., R. Bol, R. King, D. Chadwick, D. Hatch (2001): Use of a novel nitrification inhibitor to reduce nitrous oxide emission from ¹⁵N-labelled dairy slurry injected into soil. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 15, 1291 - 1296.
- Firestone, M. K., E. A. Davidson (1989): Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In M. O. Andreae, D. S. Schimel: Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. Wiley & Sons, New York, p. 7 - 21.
- Gervois, S., P. Ciais, N. de Noblet-Ducoudre, N. Brisson, N. Vuichard, N. Viovy (2008): Carbon and water balance of European croplands throughout the 20th century. *Global Biogeochemical Cycles* 22.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2007): *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Summary for Policymakers*. Formally approved at the 10th Session of Working Group I of the IPCC, Paris, February 2007.
- Lal, R. (2000): World cropland soils as a source or sink for atmospheric carbon. *Adv. Agron.* 71, 145 - 191.
- Lampe, C., K. Dittert, B. Sattelmacher, M. Wachendorf, R. Loges, F. Taube (2006): Sources and rates of nitrous oxide emissions from grazed grassland after application of ¹⁵N-labelled mineral fertilizer and slurry. *Soil Biol. Biochem.* 38, 2602 - 2613.
- Schnell, S., G. M. King (1994): Mechanistic analysis of ammonium inhibition of atmospheric methane consumption in forest soils. *Appl. Env. Microbiol.* 60, 3514 - 3521.
- Senbayram, M., R. R. Chen, K. Dittert (2009): Contribution of nitrification and denitrification to nitrous oxide emissions from soils amended with biogas waste compared to other fertilizers. *Rapid Commun. Mass Spectrom.* 23, 2489 - 2498.
- Sensi A. (2009): *Landwirtschaft und Umwelt - Landwirtschaft und Klimawandel Eurostat-Bericht* (http://ec.europa.eu/agriculture/envir/report/de/clima_de/report.htm; heruntergeladen am 8. Januar 2009).
- Smeets, E. M. W., L. F. Bouwman, E. Stehfest, D. P. van Vuuren, A. Posthuma (2009): Contribution of N₂O to the greenhouse gas balance of first-generation bio-fuels. *Global Change Biology* 15, 1 - 23.
- Smith, P., Andren, O., Karlsson, T., Perälä, P., Regina, K., Rounsevell, M., Van Wesemael, B. (2005): Carbon sequestration potential in European croplands has been overestimated. *Global Change Biology* 11, 2153 - 2163.
- Stevens, R. J., R. J. Laughlin (2002): Cattle slurry applied before fertilizer nitrate lowers nitrous oxide and dinitrogen emissions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66, 647 - 652.
- UBA (Umweltbundesamt; Hrsg.) (2009): *Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 - 2007*. <http://www.umweltbundesamt.de/klimaschutz>, Dessau, p. -534.
- Vleeshouwers, L. M., A. Verhagen (2002): Carbon emission and sequestration by agricultural land use: a model study for Europe. *Global Change Biology* 8, 519 - 530.

Treibhausgasbilanz der Mineraldüngung

Frank Brentrup und Joachim Lammel, Dülmen

Einleitung

Die Verfügbarkeit von Pflanzennährstoffen in ausreichender Menge und ausgewogenem Verhältnis ist eine natürliche Voraussetzung für Pflanzenwachstum und damit Ertrag. Mineralische Düngemittel als Quelle für Pflanzennährstoffe sind essentiell für eine nachhaltige und produktive Landwirtschaft. Mineraldünger werden eingesetzt, um die Lücke zwischen dem permanenten Export von Nährstoffen mit dem Erntegut einerseits, und der Nährstoffnachlieferung aus dem Boden und den verfügbaren organischen Quellen andererseits zu schließen (Abb. 1).

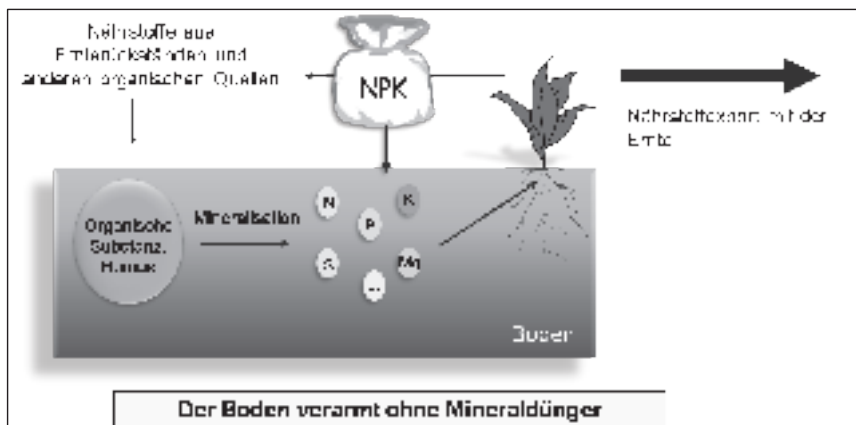


Abb. 1: Mineraldünger ersetzen die Nährstoffe, die mit der Ernte abgefahren werden

Die UN-Ernährungsorganisation FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) schätzt, dass die Weltbevölkerung bis 2050 um fast 47 % auf fast 9 Milliarden Menschen wächst (verglichen mit 2000; FAO 2006; Abb. 2). Für denselben Zeitraum prognostiziert die FAO einen Anstieg des weltweiten Getreidebedarfs um etwa 60 %. Dieser überproportionale Anstieg spiegelt den erwarteten Wohlstandszuwachs mit dem damit zusammenhängenden Mehrverbrauch an tierischen Lebensmitteln sowie den Abbau von Unterernährung wider. Da die landwirtschaftliche Nutzfläche nur in begrenztem Umfang erweitert werden kann, muss ein großer Teil der zusätzlich benötigten Erträge durch eine Verbesserung der Produktivität (Ertrag je Fläche) bereitgestellt werden.

Intensive und effiziente Pflanzenproduktion inklusive ökonomisch optimalen Mineraleinsatzes ist notwendig, um diese Entwicklung zu ermöglichen. Nur durch op-

timale Pflanzenernährung können die landwirtschaftlichen Kulturen ihr volles Ertragspotential ausschöpfen.

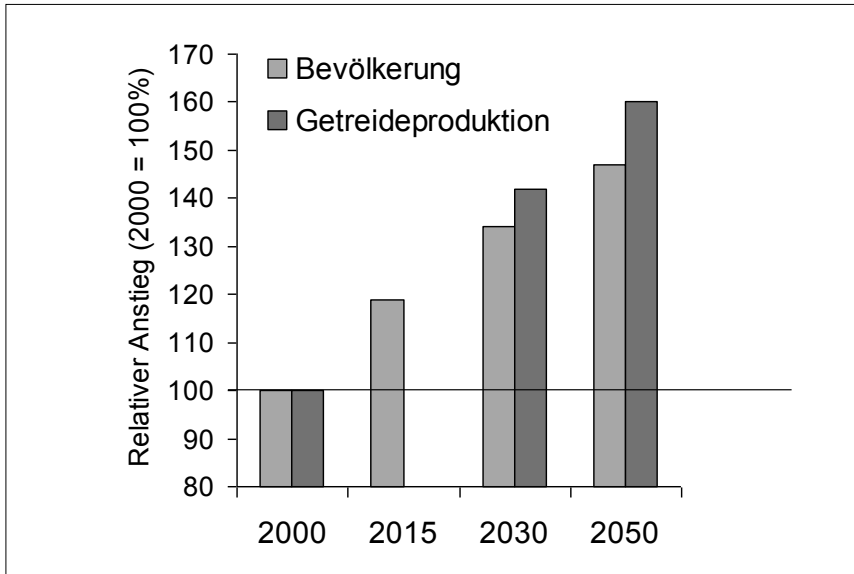


Abb. 2: FAO Prognose zur weltweiten Entwicklung von Bevölkerung und Getreideproduktion (FAO 2006)

Wie alle menschlichen Aktivitäten hat auch die landwirtschaftliche Pflanzenproduktion Auswirkungen auf Natur und Umwelt. In Bezug auf die Mineraldüngung ist dies unter anderem die Freisetzung von Treibhausgasen (THG). Diese Studie untersucht den Beitrag der landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion an den THG-Emissionen im globalen und europäischen Kontext sowie den Einfluss der Düngungsintensität am Beispiel eines Langzeit-Feldversuches.

Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft

Die Abbildung 3 zeigt den relativen Beitrag der unterschiedlichen landwirtschaftlichen THG-Quellen an den gesamten globalen THG-Emissionen. Die THG umfassen außer Kohlendioxid (CO_2) auch die landwirtschaftlich besonders relevanten THG Methan (CH_4) und Lachgas (N_2O) sowie alle weiteren THG. Die Darstellung basiert auf Daten des Weltklimarates IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change; IPCC 2007). Der Beitrag der Mineraldüngerproduktion ist ebenfalls ausgewiesen, obwohl diese Quelle in den IPCC-Berechnungen dem Bereich „Industrie“ zugewiesen wird. Zudem wurde aus der IPCC-Kategorie „LULUCF“ (Landnutzung, Landnutzungsänderung & Forstwirtschaft) der Anteil extrahiert, der der Flächenumwandlung in landwirtschaftliche Nutzfläche zuzurechnen ist (Bellarby et al. 2008). Weiterhin wurde der

Anteil der Nutzung mineralischer N-Dünger an den N₂O-Emissionen nach dem aktuellen IPCC-Richtlinien (IPCC 2006) abgeschätzt.

Es zeigt sich, dass die Landwirtschaft insgesamt zu etwa einem Viertel an den gesamten globalen THG-Emissionen beteiligt ist. Insbesondere die Umwandlung von Waldflächen oder anderen Flächen mit hohem CO₂-Speicherpotential in landwirtschaftliche Nutzfläche setzt große Mengen CO₂ frei und trägt 12 % zu den Gesamtemissionen bei. Landwirtschaftliche Aktivitäten im engeren Sinne (Pflanzen- und Tierproduktion) tragen fast ausschließlich in Form von N₂O und CH₄ zu den THG-Emissionen bei. Weltweit ist CH₄ aus Reisanbau und Wiederkäuerhaltung mit über 8 % die größere Quelle gegenüber N₂O, das aus mikrobiologischen Umbauprozessen von Stickstoff im Boden stammt (etwa 5 %). Die Produktion der Mineraldünger hat einen Anteil von <1 % an den Gesamtemissionen.

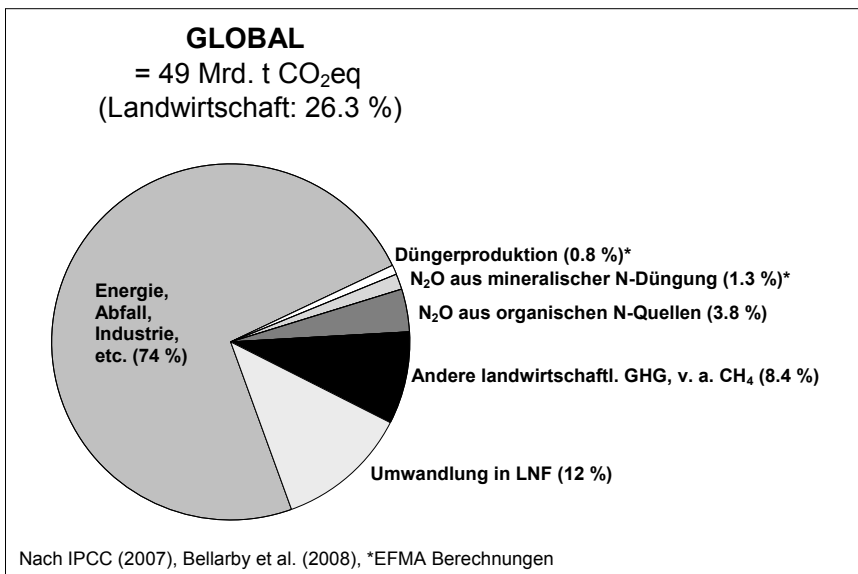


Abb. 3: Beitrag der verschiedenen landwirtschaftlichen Quellen zu den weltweiten Treibhausgasemissionen

Die Daten zeigen, dass die Produktion und Nutzung von mineralischen und organischen Stickstoffquellen signifikant zu den weltweiten THG-Emissionen beiträgt. Andererseits liegt der Hauptbeitrag der Landwirtschaft in der Ausweitung der landwirtschaftlichen Nutzfläche auf Kosten von Naturflächen. Die Intensivierung der Pflanzenproduktion hat einen Einfluss auf beide Aspekte. Einerseits werden die THG-Emissionen je Fläche durch Intensivierung erhöht. Auf der anderen Seite können durch Intensivierung höhere Erträge je Fläche erzielt werden und so natürliche und kohlenstoffreiche Flächen vor der Umwandlung in Ackerland geschützt werden.

Dies wird bei Betrachtung von Abbildung 4 deutlich. Sie zeigt den relativen Beitrag der unterschiedlichen landwirtschaftlichen THG-Quellen an den gesamten THG-Emissionen in Deutschland. Hier beträgt der Anteil der Landwirtschaft (ohne Düngerproduktion) an den Gesamtemissionen nur 6,3 %. Die Hauptunterschiede zum globalen Bild liegen in den deutlich niedrigeren CH_4 -Emissionen (kein Reisanbau) und vor allem in den fehlenden CO_2 -Emissionen aus der Flächenausweitung. Aus diesen Daten kann geschlussfolgert werden, dass die intensive und damit produktive landwirtschaftliche Pflanzenproduktion in Deutschland dazu beiträgt, dass die verbleibenden CO_2 -Speicher in Form von Wald und anderen Naturflächen geschützt werden können. Die IPCC-Kategorie „LULUCF“ ist in Deutschland vor allem wegen des Holzzuwachses eine Nettosenke von ca. 36 Millionen t CO_2 . Dies entspricht in etwa den gesamten N_2O -Emissionen aus mineralischen und organischen N-Quellen.

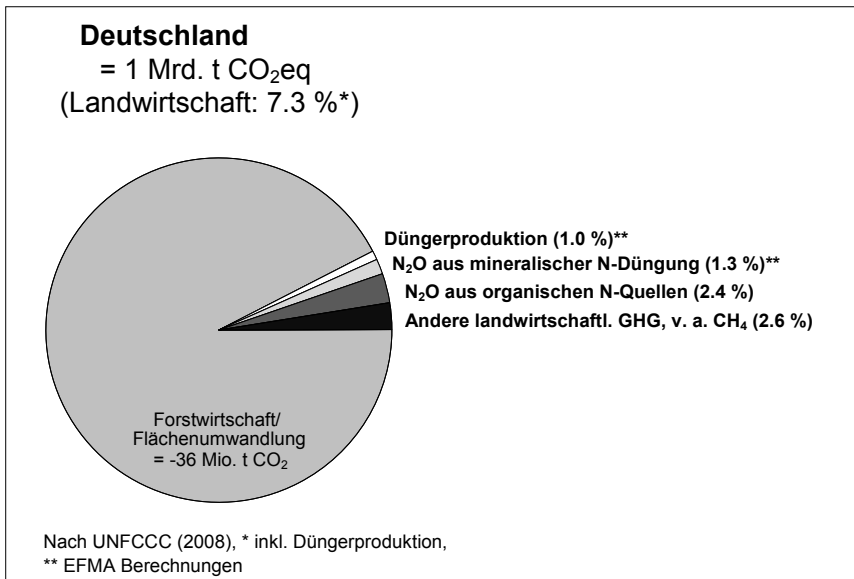
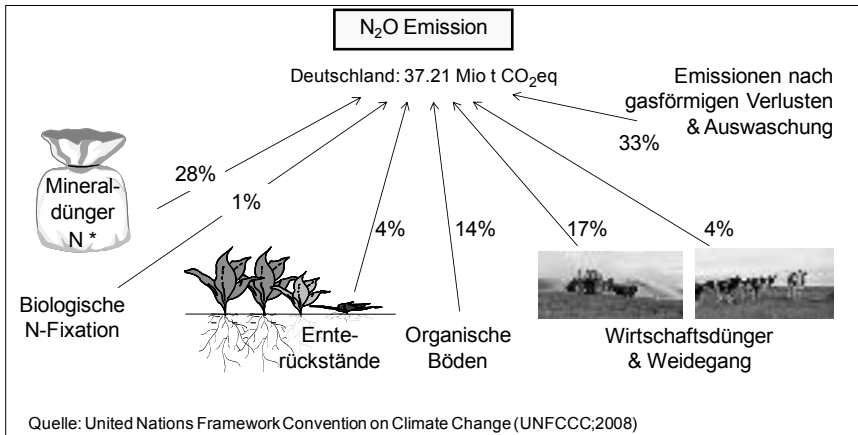


Abb. 4: Beitrag der verschiedenen landwirtschaftlichen Quellen zu den Treibhausgasemissionen in Deutschland

Abbildung 5 zeigt den Anteil der einzelnen landwirtschaftlich bedingten N₂O-Quellen.



* Nur direkte Emissionen

Abb. 5: Landwirtschaftlich bedingte N₂O-Quellen (2005)

N₂O aus der Umsetzung von mineralischen Stickstoffdüngern hat einen Anteil von 28 % an den landwirtschaftlichen N₂O-Emissionen. Ein Teil der N₂O-Emissionen, die in Folge von gasförmigen N-Verlusten (Ammoniak) und Nitrat auswaschung auftreten, kann ebenfalls dem Mineraldünger zugeordnet werden. Alle übrigen landwirtschaftlich bedingten N₂O-Emissionen stammen aus Umsetzungsprozessen von organisch gebundenem Stickstoff (z. B. Wirtschaftsdünger, organische Böden, Erntereste).

Es wird also deutlich, dass die landwirtschaftliche Pflanzenproduktion im allgemeinen und die mineralische N-Düngung im speziellen relevante THG-Quellen darstellen. Es stellt sich damit die Frage, wie die Pflanzenernährung im Ackerbau in Bezug auf ihre Klimawirkungen optimiert werden kann. Ein wichtiger Aspekt in diesem Zusammenhang ist die Düngungsintensität. Der Einfluss der Düngungsintensität auf die Klimawirkung eines Ackerbausystems kann am besten anhand von Langzeitversuchen geklärt werden, da nur diese Rückschlüsse auf die Langzeitwirkungen unterschiedlicher Düngerraten auf Ertrag und Umweltwirkungen zulassen. Im folgenden werden die Ergebnisse einer Ökobilanzstudie dargestellt, in der die Klimawirkung von drei unterschiedlichen N-Düngungsvarianten in der Winterweizenproduktion in einem Langzeitversuch in Rothamsted (UK) untersucht wurde (Brenttrup et al. 2004). Die drei ausgewählten Düngungsstufen sind:

- (1) „ohne N“: 0 kg N/ha; Ertrag: 2,11 t Korn/ha
- (2) „Nopt – 50 %“: 96 kg N/ha als Ammoniumnitrat; 7,11 t Korn/ha
- (3) „Nopt“: 192 kg N/ha als Ammoniumnitrat; 9,25 t Korn/ha

Im Rahmen der Ökobilanz wurden nicht nur die THG berücksichtigt, die direkt mit dem Weizenanbau zusammenhängen, sondern auch die THG quantifiziert, die mit der Produktion und Bereitstellung der Betriebsmittel (Dünger, Pflanzenschutz, Saatgut, Maschinen) sowie der Rohstoffe (Energieträger, Mineralien) verbunden sind (Brentrup et al. 2004).

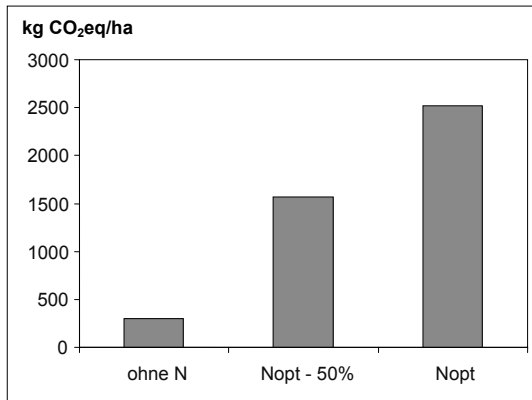


Abb. 6: THG-Emissionen der Weizenproduktion bei unterschiedlicher N-Düngungsintensität in kg CO₂-Äquivalenten/ha

Abbildung 6 zeigt den sogenannten „CO₂-Fussabdruck“ („carbon footprint“) der Weizenproduktion bei unterschiedlicher Düngungsintensität ausgedrückt in kg CO₂-Äquivalenten (CO₂eq) je Hektar. Es wird deutlich, dass die THG-Emissionen nahezu linear mit steigendem N-Düngereinsatz von 295 kg CO₂eq/ha in der „ohne N“ Variante bis auf 2516 kg CO₂eq/ha in der „Nopt“ Variante ansteigen. Gleichzeitig bindet die produzierte Biomasse (Korn und Stroh) aber etwa 1600 kg CO₂ je Tonne TM, so dass die CO₂-Bilanz der Weizenproduktion „ex-Feld“ sehr stark positiv ist (Abb. 7). Verfolgt man den Lebensweg der Biomasse allerdings weiter, so wird klar, dass die CO₂-Bindung nur kurz- bis mittelfristig ist und das gebundene CO₂ nach Umsetzung der Biomasse in Tier (Futter), Mensch (Nahrung), Bodenorganismen (Erntereste) oder Maschine (Bioenergie) wieder freigesetzt wird. Lediglich im Fall der Bioenergie trägt die CO₂-Fixierung durch die Pflanzen zur CO₂-Reduktion in der Atmosphäre bei, da fossile Energieträger eingespart und damit zusätzliche CO₂-Emissionen vermieden werden.

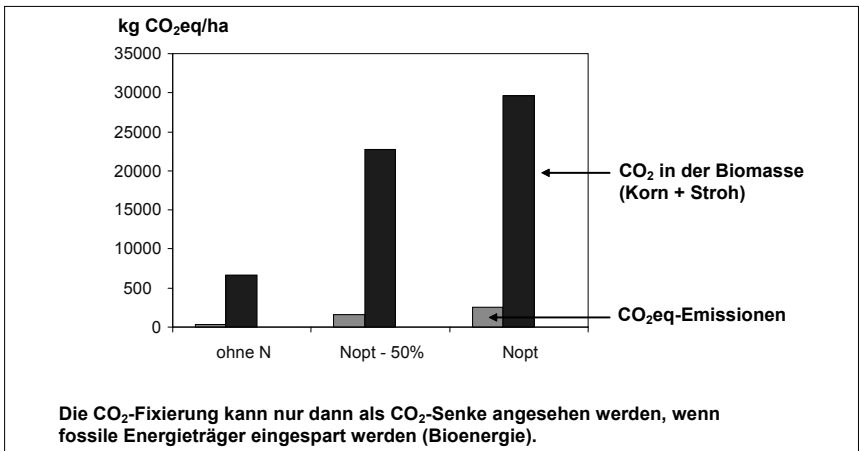


Abb. 7: CO₂-Bilanz der Weizenproduktion bei unterschiedlicher N-Düngungsintensität

Unter Berücksichtigung des aktuellen und zukünftigen Nahrungsmittelbedarfs (Abb. 2) kann eine Reduktion der Anbauintensität mit niedrigeren Erträgen je Hektar nur durch eine Flächenerweiterung auf Kosten noch nicht landwirtschaftliche genutzter Flächen kompensiert werden. Am Beispiel des Langzeitversuchs bedeutet dies, dass die 9,25 Tonnen Weizenkorn nicht wie bei optimaler N-Düngung von einem Hektar geerntet werden, sondern dass für 9,25 Tonnen Korn 1,3 Hektar (bei „Nopt-50 %“) oder bei unterlassener N-Düngung sogar 4,4 ha benötigt werden. Diese zusätzliche Fläche kann nur durch die Ausdehnung von Ackerland zur Verfügung gestellt werden. Wird z. B. Wald in Ackerland umgewandelt, so verursacht dies einen Verlust von 260 Tonnen CO₂ je Hektar durch den Abbau der ober- und unterirdischen Biomasse sowie der organischen Bodensubstanz (Bellarby et al. 2008). Unter der Annahme, dass der Abbau der organischen Substanz über 100 Jahre erfolgt, ergibt sich eine zusätzliche CO₂-Emission durch die Landnutzungsänderung von 2,6 t CO₂/ha*a. Hinzu kommen die CO₂eq-Emissionen durch die Ackerbaunutzung der zusätzlichen Fläche.

Abbildung 8 berücksichtigt die zusätzlichen THG-Emissionen, die durch die Produktion von 9,25 Tonnen Korn bei unterschiedlicher N-Düngungsintensität entstehen. Es wird deutlich, dass insbesondere ohne N-Düngung die CO₂eq-Emissionen aufgrund der Flächenumnutzung um ein Vielfaches höher sind als in den beiden anderen Varianten. Aber auch in der um 50 % reduzierten Düngungsintensität entstehen bei Berücksichtigung des Flächenaspekts mehr THG als in der ökonomisch optimal gedüngten Variante. Bezieht man also die Produktivität der Anbausysteme und die Effizienz der Flächennutzung mit in die Berechnung der THG-Emissionen ein, kehrt sich das Ergebnis um.

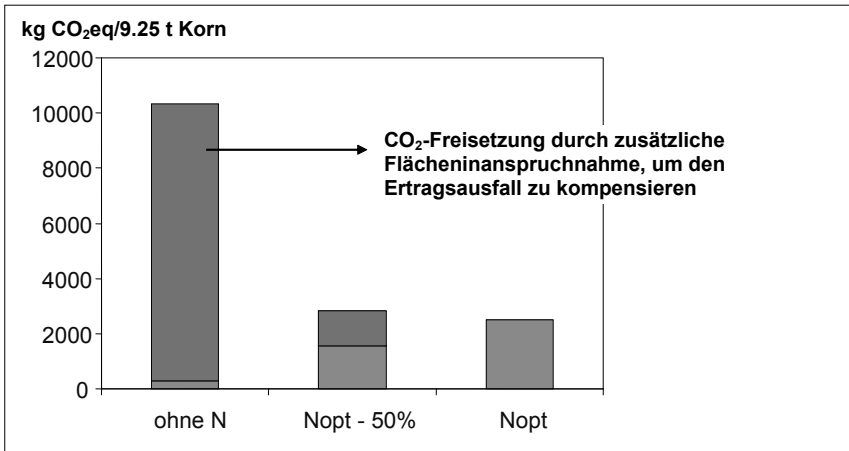


Abb. 8: THG-Emissionen der Produktion von 9,25 Tonnen Weizen bei unterschiedlicher N-Düngungsintensität in kg CO₂-Äquivalenten

Im Folgenden werden der „carbon footprint“ der ökonomisch optimalen Düngungsvariante genauer analysiert und Möglichkeiten der Reduzierung diskutiert.

Treibhausgasbilanz der Mineraldüngung und Möglichkeiten der Reduzierung der Treibhausgasemissionen

Abbildung 9 zeigt die THG-Emissionen der Weizenproduktion bei ökonomisch optimaler N-Düngung in kg CO₂-Äquivalenten je Hektar sowie deren einzelne Quellen. In diesem Beispiel entfallen etwa 60 % der THG-Emissionen auf die Produktion der Betriebsmittel. N₂O-Emissionen aus der Salpetersäureproduktion (Teil der Ammoniumnitratproduktion) tragen zu einem großen Teil zu den produktionsabhängigen THG-Emissionen bei. Beim Weizenanbau treten die N₂O-Emissionen aus mikrobieller Nitrifikation und Denitrifikation im Boden in den Vordergrund. Weitere Beiträge stammen vor allem aus dem betrieblichen Kraftstoffverbrauch.

Mit Hilfe neuer Technik ist es möglich die N₂O-Emissionen aus der Salpetersäureproduktion um 70 - 90 % zu reduzieren. Diese Technik wird gegenwärtig sukzessive in bestehenden Anlagen nachgerüstet. Abbildung 9 zeigt den Einfluss der N₂O-Reduktionstechnik auf die THG-Emissionen des Weizenanbaus. Im Vergleich mit der Verwendung eines traditionellen Ammoniumnitratdüngers reduziert die Katalysator-technik die THG-Emissionen in dieser Fallstudie um etwa 40 %.

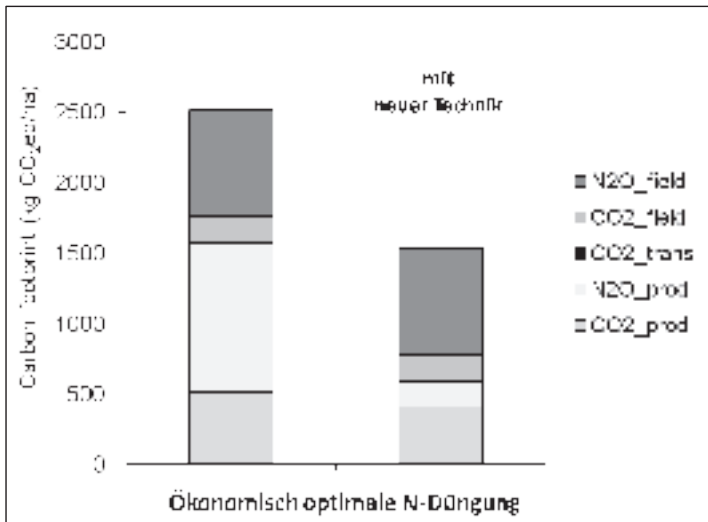


Abb. 9: THG-Emissionen der Weizenproduktion bei ökonomisch optimaler N-Düngung mit und ohne neue Düngerproduktionstechnik in kg CO₂-Äquiv. je ha

Eine weitere wichtige Maßnahme, jede Art von N-Verlusten und damit auch die N₂O-Emissionen zu reduzieren ist die Verbesserung der N-Ausnutzung in der Pflanzenproduktion. Die offensichtlichste Methode THG-Emissionen zu reduzieren ist die Vermeidung von Stickstoffgaben, die über den tatsächlichen Pflanzenbedarf hinaus gehen. Hierzu dienen zum Beispiel Boden- und Pflanzenanalysen, die dem Landwirt helfen, die ökonomisch optimale N-Menge zu treffen. Zusammen mit einer aktiven Bestandesführung zum Beispiel durch Teilung der N-Gaben oder teilflächenspezifischer N-Düngung kann somit die N-Ausnutzung, d. h. das Verhältnis zwischen N-Abfuhr mit dem Erntegut und N-Düngung, optimiert werden. In Europa (EU27) ist die N-Ausnutzung des Mineraldüngers seit 1987 von 34 % auf über 60 % in 2005 gestiegen (Abb. 10).

Der starke Anstieg Anfang der 90iger Jahre ist vor allem auf die rückläufige N-Düngerapplikation in den mittel- und osteuropäischen Ländern zurückzuführen. Der stetige Anstieg während der letzten Jahre ist dagegen primär dem verbesserten N-Management auf den landwirtschaftlichen Betrieben zuzuschreiben. Der optimierte Einsatz mineralischer N-Dünger erklären den Anstieg der N-Ausnutzung.

Dass es einen deutlichen Zusammenhang zwischen der N-Ausnutzung und den N₂O-Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden gibt, zeigt ein Vergleich der Abbildungen 10 und 11. Abbildung 11 zeigt die Entwicklung der N₂O-Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden in Europa (EU27) von 1990 bis 2006. Im gleichen Maße wie die N-Ausnutzung im Laufe der Jahre gestiegen ist, sind die N₂O-Emissionen gesunken. Während der frühen 90iger Jahre ist dies primär auf reduzierte N-Inputs zurückzuführen. Seit etwa 2000 ist allerdings der N-Düngerverbrauch etwa konstant, die N₂O-Emissionen sinken aber dennoch aufgrund der verbesserten N-Ausnutzung.

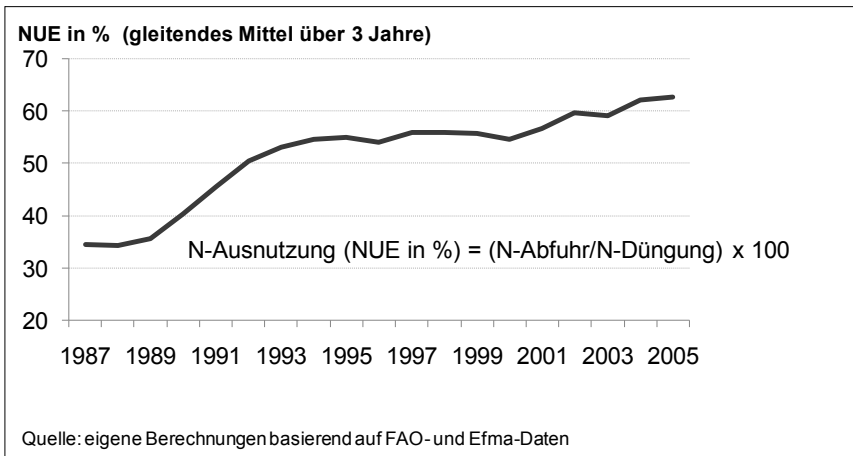


Abb. 10: Entwicklung der N-Ausnutzung in Europa von 1987 bis 2005

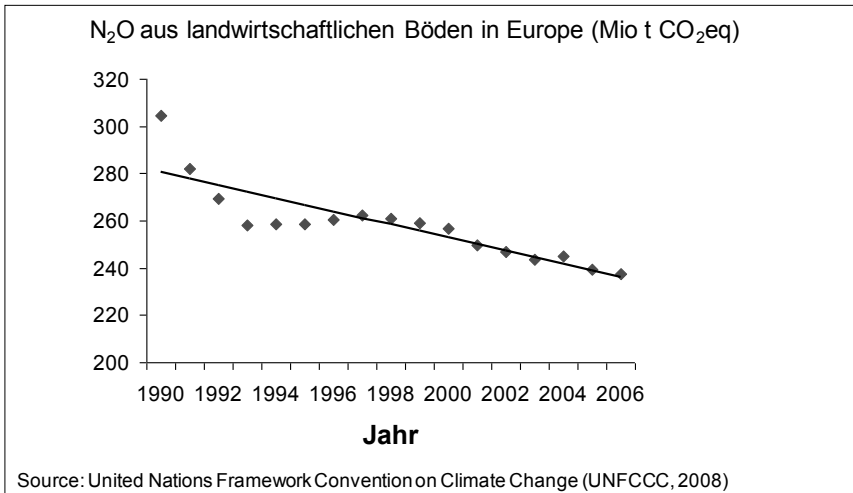


Abb. 11: Entwicklung der N₂O-Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden in Europa (EU27) von 1990 bis 2006

Schlussfolgerungen

- Mineralische Stickstoffdünger sind essentiell, um optimale Erträge zu ermöglichen, die wiederum benötigt werden, damit die steigende Nachfrage nach Nahrung, Futtermitteln und Bioenergie gedeckt werden kann.
- Landwirtschaft trägt substantiell zur Emission von Treibhausgasen bei, wobei CO₂ aus der Flächenumwandlung in landwirtschaftliche Nutzfläche die größte Einzelquelle darstellt (12 % der globalen Treibhausgasemissionen).
- Moderne und effiziente Pflanzenproduktion mit hoher Stickstoffausnutzung trägt zur Minimierung der Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft bei.
- Die N-Ausnutzungseffizienz steigt in Europa stetig an und führt zu einem Rückgang der N₂O Emissionen.
- Die Düngemittelindustrie unterstützt die Minderung der Treibhausgasemissionen durch die Entwicklung neuer Techniken in der Düngemittelproduktion und die Verbreitung optimierter Düngeranwendung im Feld.

Literatur

- Bellarby, J., B. Foerid, A. Hastings, P. Smith (2008): Cool Farming: Climate impacts of agriculture and mitigation potential. Greenpeace International, Amsterdam, The Netherlands.
- Bouwman, A.F., L.J.M. Boumans, N.H. Batjes (2002): Modeling global annual N₂O and NO emissions from fertilized fields. *Global Biochemical Cycles* 16, 4, 1080, 1 - 9.
- Brentrup, F., J. Küsters, J. Lammel, P. Barraclough, H. Kuhlmann (2004): Investigation of the Environmental Impact of Agricultural Crop Production using the Life Cycle Assessment (LCA) Methodology. Part II: Application of the LCA methodology to investigate the environmental impact of different N fertilizer rates in cereal production. *Europ. J. Agronomy* 20, 265 - 279.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2006): World Agriculture: towards 2030/2050. An FAO Perspective. Interim report.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2006): 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4. Agriculture, Forestry and other Land Use. IGES, Hayama, Japan.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2007): Technical Summary. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change) (2008): http://unfccc.int/ghg_data/ghg_data_unfccc/items/

Klimarelevanz von Wirtschaftsdüngern und Gärsubstraten

Joachim Clemens, Bonn

Einleitung

In diesem Beitrag sollen die Prozesse geschildert werden, die zur Bildung von Treibhausgasemissionen während der Lagerung von Wirtschaftsdüngern und Gärsubstraten führen. Daraus werden anschließend Minderungsmaßnahmen abgeleitet.

Wirtschaftsdünger versus Gärrest

Während früher Wirtschaftsdünger – meist in Form von Gülle – ein wesentlicher Bestandteil des Inputs in Biogasanlagen war, ist dies heute oftmals anders. Es gibt viele Biogasanlagen, die güllefrei oder güllearm betrieben werden. Das hat Auswirkungen auf das Substrat. Beispielsweise ist Austragsmaterial aus NaWaRo-Anlagen relativ viskos, da die Anlage mit wenig Wasser oder Gülle betrieben wird. In solchen Substraten sind die Ammoniumgehalte meist niedriger als in güllebasierten Gärresten. Eigene Untersuchungen ergaben einen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalt von 0,8 - 3,2 kg $\text{NH}_4\text{-N}$ im Gärrest von NaWaRo-Anlagen.

Generell ändern sich jedoch folgende Aussagen nicht: Gärsubstrate weisen einen geringeren Kohlenstoff- und einen höheren Ammoniumgehalt als das Inputmaterial auf. Außerdem ist der pH-Wert etwas höher und das Material weniger viskos.

Prozesse der Bildung von Treibhausgasbildung

Methan

Methan wird im anaeroben Milieu gebildet, sobald der pH-Wert über 6,8 liegt. Die Methanbildung ist pH-abhängig.

Gärreste und Gülle sind bereits wenige μm unter der Grenzschicht Substrat-Atmosphäre anaerob (Abb. 1). Bereits nach 1 mm konnte beispielsweise in vorab belüfteter Gülle kein Sauerstoff mehr festgestellt werden (eigene Untersuchungen). Somit ist in offenen Lagern Anaerobie in Gülle, mit Sicherheit aber auch in Gärresten gegeben.

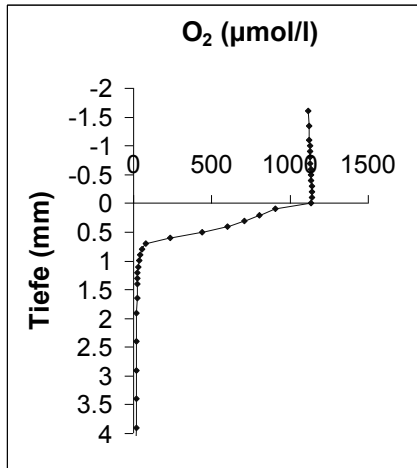


Abb. 1: Sauerstoffgehalt in belüfteter Gülle

Der pH-Wert in Wirtschaftsdüngern und Gärresten liegt über 7, so dass dadurch die Methanbildung nicht beeinflusst ist. Sobald der pH-Wert unter 7 sinkt, ist die Methanbildung stark eingeschränkt, was Abbildung 2 verdeutlicht: Hier wurde Gülle mit Zucker versetzt. Die dabei entstehenden Säuren ließen den pH-Wert rasch sinken, und die Methanbildung wurde gehemmt (Clemens, Bergmann et al. 2002).

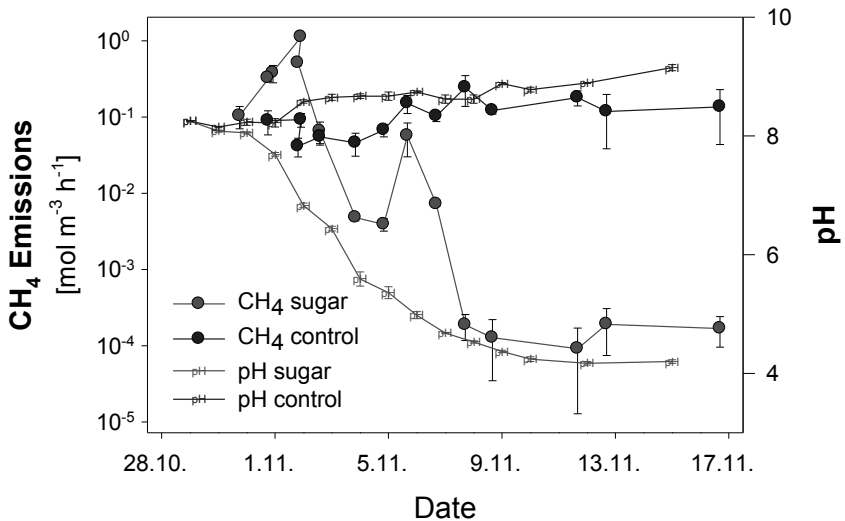


Abb. 2: Versauerung von Gülle stoppt Methanemissionen

Die Methanbildung ist stark Temperatur abhängig (Abb. 3).

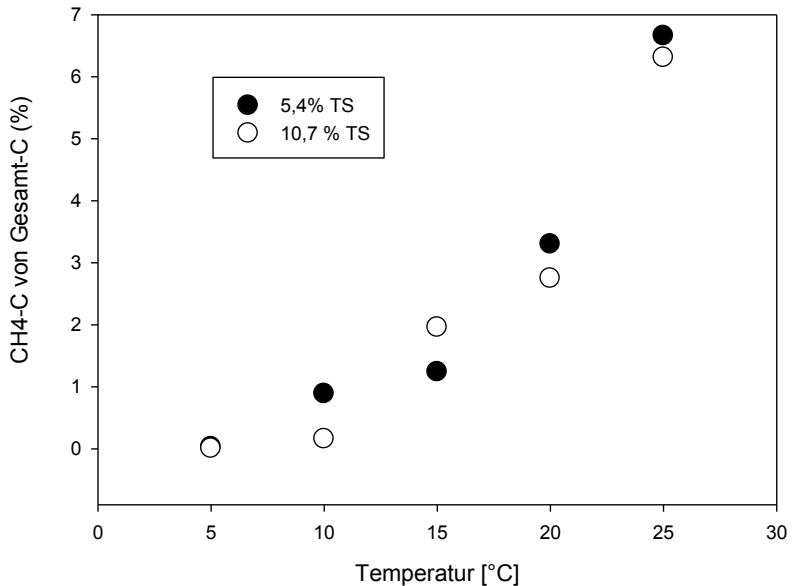


Abb. 3: Methanbildung von verschiedenen Gällen bei verschiedenen Temperaturen (eigen Darstellung der Daten von Hüther 1999)

Somit ist auf jeden Fall im Substrat ein Methanbildungspotenzial gegeben, das hauptsächlich von der Galle/Gärresttemperatur und dem verfügbaren Kohlenstoff im Substrat abhängt. D. h. die Methanbildung ist eigentlich nicht zu vermeiden.

Die Methanbildung ist unabhängig von der Kontaktfläche Atmosphäre-Substrat, d. h. die Methanbildung findet im Substrat statt.

Lachgas

Lachgas kann dort gebildet werden, wo genug Sauerstoff für Nitrifikationsprozesse vorhanden ist. Dies ist im Lager nur dann der Fall, wenn es nicht feuchte Oberflächen gibt, also trockene Schwimmschichten. Dann kann es zu hohen Lachgaspeaks kommen, denn es steht ausreichend Ammonium aus dem Substrat zur Verfügung (Schumacher, in Wulf et al. 2003). Die Lachgasbildung hängt im Gegensatz zur Methanbildung deshalb stark von der Kontaktfläche: trockene Schwimmschicht-Atmosphäre ab.

Ammoniak

Ammoniak ist ein indirektes Klimagas. Die NH_3 -Emissionen sind abhängig von dem Ammoniumgehalt, dem pH-Wert und der Temperatur sowie der Kontaktfläche zwischen Substrat und Oberfläche.

Studien zu Treibhausgasemissionen

Es gibt nur einige Studien, in denen die Emissionen aller drei Gase gemessen wurden (Tab. 1).

Tab. 1: Treibhausgasemissionen als CO_2 -Äquivalente (eigene Extrapolation auf 9 Wochen, Ausnahme Amon 100 bzw. 140 Tage)

	Methan $\text{kg CO}_2 \text{ m}^{-3}$	Lachgas $\text{kg CO}_2 \text{ m}^{-2}$	Ammoniak $\text{kg CO}_2 \text{ m}^{-2}$
(Hüther 1999): Labor (0,01 m^3)	2,2 - 19	0 - 1,8	0,1 - 1,5
Schumacher in (Wulf, Brenner et al. 2003): halbechnisch im Freiland (ca. 0,1 m^3)	0,5 - 13	0 - 0,1	0 - 0,1
(Sommer, Petersen et al. 2000): halbertechnisch (ca. 4 m^3)	0,1 - 8,8	0 - 0,4	n. b.
Amon in (Clemens et al. 2005): halbertechnisch (ca. 10 m^3)	2 - 90	11,8 - 23,5	0,2 - 0,4

Nach Ergebnissen von Amon (in Clemens et al. 2005) wurden 14 - 90 $\text{kg CO}_2\text{-Äq./m}^3$ innerhalb von hundert Tagen Lagerung gebildet. Dagegen emittierten Gülle- und Biogassubstrate nur 4 - 8 $\text{kg CO}_2\text{-Äq./}(\text{m}^3 \text{ ha}^* \text{a})$. Treibhausgasemissionen aus der Lagerung sind höher als nach der Ausbringung.

Minderungsstrategien

Aufbauend auf den o. g. Prinzipien der Treibhausgasbildung sind folgende Maßnahmen sinnvoll:

- Relative kühle Lagerung, z. B. durch Bau des Substratlagers in die Erde, verringert Methanbildung und Ammoniakausgasung.
- Eine am Rand nicht gasdichte Abdeckung des Lagers verhindert trockene und aerobe Schwimmschichten und somit Lachgasbildung. Zusätzlich minimiert dies

die Ammoniakemissionen, da die Kontaktfläche zur Atmosphäre sehr gering ist. Abdeckungen aus z. B. Stroh sind weniger geeignet, da dadurch erhöhte Methanemissionen bzw. bei trockener Schwimmschicht auch Lachgasemissionen auftreten können (Wulf et al. 2003).

- Methan wird weiter gebildet. Das gebildete Methan könnte im Nachgang behandelt werden. Strategien können hierfür mikrobielle oder thermische Oxidation sein.

Schlussfolgerungen

- Treibhausgasbildung im Lager können nicht verhindert, aber reduziert werden.
- Ammoniak- und Lachgasemissionen können durch eine am Rand nicht gasdichte Abdeckung minimiert werden.
- Methanbildung findet immer statt und kann ggf. im Nachgang eliminiert werden.

Literatur

Clemens, J., S. Bergmann, et al. (2002): Reduced ammonia emissions from slurry after self-acidification with organic supplements. *Environmental Technology* 23: 429 - 435.

Clemens, J., M. Trimborn, P. Weiland, B. Amon (2005): Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry." *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112: 171 - 177.

Hüther, L. (1999): Entwicklung analytischer Methoden und Untersuchung von Einflußfaktoren auf Ammoniak-, Methan- und Distickstoffmonoxidemissionen aus Flüssig- und Festmist. Braunschweig, Landbauforschung Völkenrode.

Sommer, S. G., S. O. Petersen, et al. (2000): Greenhouse gas emission from stored livestock slurry. *Journal of Environmental Quality* 29: 744 - 751.

Wulf, S., A. Brenner, et al. (2003): Untersuchung der Emission direkt und indirekter klimawirksamer Spurengase während der Lagerung und nach der Ausbringung von Kofermentationsrückständen sowie Entwicklung von Verminderungsstrategien. *Agrikulturchemische Reihe des INRES - Pflanzenernährung*, Band 16, Bonn.

Treibhausgas-Emissionen in landwirtschaftlichen Betrieben – Erfassung, Bewertung, Minderungsstrategien

Steffi Knoblauch, Jena

1. Veranlassung

Nach dem Kyoto-Protokoll sollen die THG-Emissionen der Industrieländer bis zum Zeitraum 2008...2012 gegenüber dem Niveau von 1990 um 5 % reduziert werden. Deutschland hat im Rahmen der Lastenverteilung einen Senkungsbeitrag von insgesamt 21 % zugesagt. Bislang sind etwa 19 % erreicht. Inzwischen liegt der 4. Sachstandsbericht des IPCC vor und belegt anhand langjähriger Umweltbeobachtungen, dass es an der Klimaerwärmung keinen Zweifel mehr gibt, die Ursache sehr wahrscheinlich in dem vom Menschen ausgelösten Anstieg der Treibhausgaskonzentration in der Atmosphäre zu suchen ist und ein Temperaturanstieg um mehr als 2 °C gegenüber der vorindustriellen Zeit vermieden werden soll.

Im Jahr 2008 erklären die G8-Staaten auf dem Gipfel in Toyako, dass die Halbierung der THG-Emissionen umgesetzt werden soll. Eine Halbierung bis 2050 gegenüber 1990 bedeutet für die Industrieländer Reduzierungen um 60 bis 80 %. Die EU ist bis 2020 die Verpflichtung von 20 % eingegangen und will auf 30 % erhöhen, wenn auch andere Länder international mitziehen. Deutschland hat sich das Ziel gesetzt, die THG-Emissionen bis 2020 im Vergleich zu 1990 um 40 % zu senken.

2. Quellen von Treibhausgas-Emissionen in der Landwirtschaft

Quellen der Treibhausgas-Emissionen aus der Landwirtschaft sind CO₂, CH₄, N₂O und in sehr geringen Mengen NMVOC. CO₂ entsteht direkt durch den Verbrauch von Energieträgern und indirekt durch den Verbrauch von Betriebsmitteln, deren Herstellung und Vertrieb mit CO₂-Emissionen verbunden ist. Daneben können erhebliche CO₂-Mengen aufgrund von Netto-Mineralisationsprozessen im Ergebnis des Abbaus von Humus und von Kalkung emittieren. Hauptquellen von CH₄ sind Gärungsvorgänge im Pansen der Wiederkäuer und anaerobe Umsetzungen im Wirtschaftsdünger während der Lagerung. Quellen der N₂O-Emission sind im Wesentlichen die Prozesse der Denitrifikation und Nitrifikation, die durch Bodenbakterien vollzogen werden und unvermeidbar mit einem N-Umsatz verbunden sind. NMVOC, sog. Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe, entstehen bei der mikrobiellen Umsetzung der Wirtschaftsdünger. Aufgrund ihres geringen Anteils kann dieser Pfad vernachlässigt werden. NH₃ ist kein primäres Treibhausgas, führt aber via Luft zu einer Erhöhung des N-Umsatzes im Boden und damit der N₂O-Emission. Es entsteht während der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern.

Die genannten Gase unterscheiden sich in ihrem Treibhausgas-Potenzial. In Bezug auf CO₂ ist das Treibhausgaspotenzial (GWP...global warming potenzial) von CH₄ 21-fach größer und das von N₂O um 310-fach.

Die Landwirtschaft hat in Deutschland einen Anteil von 11 % an den Treibhausgas-Emissionen (NIR 2007). In Thüringen emittiert die Landwirtschaft 3,0 Mio. t CO₂-Äquivalente (CO₂-Äq.), resp. 15,8 % der gesamten THG-Emissionen, davon zu gleichen Teilen über CO₂ (32 %), CH₄ (28 %) und N₂O (36 %). Hinzukommen noch 3,6 % über NH₃ und 0,4 % über NMVOC. Auf die landwirtschaftliche Fläche umgerechnet sind das 3,87 t CO₂-Äq./ha LF (Ihle et al. 2003). Damit gehören Land- und Forstwirtschaft mit 20 % nach dem Verkehr mit 31 % zum zweitgrößten Treibhausgas-Emittenten in Thüringen.

Im Unterschied zu allen anderen Wirtschaftszweigen stellen Land- und Forstwirtschaft nicht nur Quellen sondern auch Senken von Treibhausgasen (THG) dar, indem sie das Potenzial grüner Pflanzen nutzen, Sonnenenergie in chemische Energie umzuwandeln und damit CO₂ in höhermolekulare organische Substanzen einzubauen. Ihr Beitrag zur Minderung von Treibhausgasen besteht deshalb nicht nur in einer geringen THG-Emission je erzeugte Einheit Produkt, sondern auch in einem größtmöglichen Energiegewinn je Hektar Fläche. Es zählt der Energiegewinn, mit dem über die Versorgung der Bevölkerung mit Nahrungsmitteln hinaus fossile Energieträger ersetzt werden können. Damit kann eine erhebliche Einsparung an treibhausgasrelevantem CO₂ erreicht werden.

3. Methode der Erfassung und Bewertung landwirtschaftlicher THG-Emissionen (nach Eckert et al. 2006)

Die Abschätzung der Treibhausgasströme erfolgt auf der Basis des IPCC-Handbuches für klimawirksame Spurengase und den Kalkulationstabellen einer FAL-BMVEL-Arbeitsgruppe (Dämmgen et al. 2008). Das Grundprinzip aller Berechnungen besteht darin, eine Aktivität mit einem Emissionsfaktor zu verknüpfen. Betrachtungsebene ist der Betrieb. Der Bezug auf die Region durch Aggregation mehrerer Betriebe oder das einzelne Verfahren ist auch möglich.

Für das Erkennen von Schwachstellen und die Ableitung geeigneter Maßnahmen muss die Aufnahme des Treibhausgas-Inventars und die der CO₂-Bindung in pflanzlichen und tierischen Marktprodukten möglichst vollständig, hinreichend genau sein und weitgehend den Richtlinien entsprechen. Für eine außerbetriebliche Verwendung muss die Datenbasis belegbar und kontrollfähig sein.

Die CO₂-Emission errechnet sich aus dem Input fossiler Energie in den Betrieb, wie fossile Energieträger, Prozessenergie für die Produktion und den Vertrieb von Mineraldünger, Pflanzenschutzmittel, Zukauffutter, Strom, Wasser, Fremdleistungen etc. (Tab. 1). Ausgegrenzt sind nicht eindeutig quantifizierbare Energie-Inputs, wie die menschliche Arbeitskraft, Immobilien, Maschinen und Geräte. Ihr Anteil ist zudem gering. CO₂-Bildung durch Humusfreisetzung und Kalkung haben Bedeutung, werden aufgrund unzureichender Datenlage hier aber nicht berücksichtigt.

Tab. 1: Faktoren für die CO₂-Emission (Auswahl)

Energieträger/ Betriebsmittel	Energieverbrauch (GJ/Tonne)	CO ₂ -Faktor (kg CO ₂ /GJ)
Stickstoff	38,9	56
Pflanzenschutzmittel	111,0	74
Diesel	43	73

Beispiel:

CO₂-Emission Eliteweizen, 70 dt/ha

$$(0,18 \text{ t Saatgut} * 5,5 \text{ GJ/t} * 74 \text{ kg CO}_2/\text{GJ}) + (0,15 \text{ t N-Abfuhr} * 38,9 \text{ GJ/t} * 56 \text{ kg CO}_2/\text{GJ}) + (0,024 \text{ t P-Abfuhr} * 9,8 \text{ GJ/t} * 65 \text{ kg CO}_2/\text{GJ}) + (0,035 \text{ t K-Abfuhr} * 3,1 * 65 \text{ kg CO}_2/\text{GJ}) + (0,003 \text{ t PSM-Bedarf} * 111 \text{ GJ/t} * 74 \text{ kg CO}_2/\text{GJ}) + (0,07 \text{ t Diesel} * 43 \text{ GJ/t} * 73 \text{ kg CO}_2/\text{GJ})$$

$$= \underline{667 \text{ kg CO}_2/\text{ha}}$$

Die tierhaltungsbedingte CH₄-Emission ergibt sich aus der Summe aus stoffwechselbedingten Emissionen (Tab. 2) und der anaeroben Umsetzung der Exkremete.

Tab. 2: Faktoren für die direkte, stoffwechselbedingte CH₄-Emission (Dämmgen 2008)

Tierart	CH ₄ -Emission (kg CH ₄ /Tier*a)
Rinder	
Kälber	3,8
Färsen	33,5
Milchkühe	130,5
Mastschweine	1,45
Geflügel	0,1

Für Milchkühe errechnet sich die ruminale Emission je Tierplatz in Abhängigkeit von der Lebendmasse und der Milchleistung (Tab. 3). Je höher die Milchleistung je Kuh, desto geringer die ruminale Emission je Liter Milch, da Methan im Wesentlichen aus der Verdauung rohfaserreichen Grundfutters und weniger aus den leistungssteigernden Konzentraten kommt.

Tab. 3: Faktoren für die direkte, stoffwechselbedingte CH₄-Emission für Milchkühe in Abhängigkeit von der Milchleistung (Dämmgen 2008)

Milchleistung kg/Tier * a	CH ₄ -Emission (kg/Tier*a)
4.000	100
5.000	108
6.000	115
7.000	123
...11.000	...154

Die Bestimmung der Methan-Emission aus den tierischen Exkrementen ist mit großen Unsicherheiten behaftet, weshalb vom Methan-Bildungspotenzial gesprochen wird. Multipliziert mit einem Konversionsfaktor, der zwischen Tierart und Aufstallung unterscheidet, ergibt sich die CH₄-Freisetzung aus dem Bildungspotenzial (Tab. 4).

Tab. 4: Methan-Bildungspotenzial aus den Exkrementen (nach Dämmgen et al. 2008)

Tierart	CH ₄ - Bildungspotenzial kg CH ₄ /Tier*a	Aufstallung	CH ₄ - Konversionsfaktor %
Milchkühe (8t/a)	244	Gülle	0,15
Rinder o. MK	77	Stallmist	0,02
Mastbullen	113	Tiefstall	0,2
Schweine	34	Weide	0,01
Geflügel	9		

Beispiel:

CH₄-Emission Milchkuh, 600 kg LM, 8 t Milch/a, Stallmistaufstallung

131 kg CH₄ ruminale Emission + (244 * 0,02) CH₄ Emission aus Stallmist = 135,9 kg CH₄ * GWP-Faktor 21 = 2.853 kg CO₂-Äq./Kuh

CH₄-Emission Milchkuh, 600 kg LM, 8 t Milch/a, Gülleaufstallung = 3.520 kg CO₂-Äq./Kuh

Die Berechnung der N₂O-Emission erfolgt auf der Basis der Höhe des N-Umsatzes. Da die Abschätzung der N₂O-Emission in Abhängigkeit von der Bodenart sehr unsicher ist, wird vereinfacht von einem linearen Zusammenhang zwischen der Höhe des N-Eintrags und der N₂O-Emission ausgegangen. Dabei wird unabhängig von der Form des Stickstoffs unterstellt, dass 1 % des ausgebrachten Stickstoffs als N₂O-N emittiert. Zum N-Umsatz zählen organische Dünger, Mineraldünger, symbiotische N-Bindung, Rückführung von Ernterückständen, Gründüngung und die NH₃-Emission.

Beispiel:

N₂O-Emission Eliteweizen, 70 dt/ha, Stroh auf dem Feld

$(170 \text{ kg N-Düngung} + 35 \text{ kg N-Stroh}) * 0,01 * 44/28 = 3,22 \text{ kg N}_2\text{O} * \text{GWP-Faktor } 310$
 $= 998 \text{ kg CO}_2\text{-Äq./ha}$

Nach Multiplikation der jeweiligen Gasmengen an CO₂, CH₄ und N₂O mit ihrem jeweiligen GWP-Faktor und Aufsummieren der so ermittelten CO₂-Äquivalente ergibt sich die Höhe der THG-Emissionen in kg CO₂-Äquivalente.

Die Bezugsgröße für die Bewertung der THG-Emissionen ist die Marktproduktion des Betriebes in GJ/ha. Sie ermittelt sich aus dem Verkauf von Marktprodukten (pflanzliche, tierische, Strom aus Biogas etc.) minus dem Zukauf aus landwirtschaftlichen Vorleistungen (Futter, Saatgut, Tiere). Multipliziert mit dem CO₂-Bindungsfaktor (kg CO₂ je GJ Marktproduktion) ergibt sich die Kohlenstoffmenge in CO₂-Äquivalenten, die mit Marktprodukten den Betrieb verlässt.

Bewertungsmaßstäbe sind

- die spezifische produktbezogene THG-Emission in kg CO₂-Äq./ GJ Marktprodukt, die aussagt, wie viel kg CO₂-Äq. für die Herstellung von 1 GJ Marktprodukt emittiert worden sind

und

- der Treibhausgas-Saldo in kg CO₂-Äq./ha, der sich aus der Differenz zwischen CO₂-Bindung und -Emission errechnet und die Netto-CO₂-Emission oder -Vermeidung eines Betriebes angibt.

Um die erzielten Werte der spezifischen THG-Emission und des THG-Saldos bewerten zu können bedarf es der Vorgabe von Schwellenwerten, die einen tolerablen Bereich kennzeichnen. Die Höhe der Treibhausgas-Emission wird wesentlich durch die Standortbonität und den Tierbesatz beeinflusst. Es muss sichergestellt sein, dass ein Rinder haltender Betrieb in minderer Lage ebenso gut bewertet werden kann wie ein Marktfruchtbetrieb in Gunstlage (Eckert et al. 2006).

Das Ergebnis der Erfassung und Bewertung von Treibhausgasflüssen im Betrieb zeigt für einen Beispielsbetrieb Tabelle 5.

In den drei Spalten sind getrennt für den Gesamtbetrieb, den Pflanzenbau und die Tierhaltung die Treibhausgas-Emissionen in kg CO₂-Äq./ha für die einzelnen Verfahren aufgelistet und in der Summe der jeweiligen Produktmenge in GJ/ha gegenübergestellt. Auf den Gesamtbetrieb bezogen liegt die spezifische THG-Emission in kg CO₂-Äq./GJ Marktprodukt außerhalb des Toleranzbereiches. Das trifft auch für den THG-Saldo zu. Beides signalisiert dem Landwirt Handlungsbedarf für die Reduzierung von Treibhausgas-Emissionen.

Tab. 5: Ergebnis der Bewertung der Treibhausgas-Emission eines Marktfrucht-Futterbaubetriebes mit Milchproduktion (C)

Betriebsbewertung TREIBHAUSGAS-EMISSION			
Betrieb: 202	Tierbesatz: 0,51 RG/ha; BF = 2628 ha		
Parameter Treibhausgasquelle	Gesamtbetrieb	Pflanzenbau	Tierhaltung
	kg CO ₂ -Äq./ha		
Energieträger (Treibstoffe, Strom, Brennstoffe)	621	412	209
Mineraldünger	854	854	0
Pflanzenschutzmittel	21	21	0
Leistung von/ für Fremde	0	0	0
W.-Dünger (Saldo Eigenerzeugung + Zukauf-Verkauf)	286	239	47,5
Zukauf org. Dünger (Klärschlamm, Kompost)	0	0	-
Ruminale CH ₄ -Emission	1.240	0	1.240
Symbiotische N-Bindung	99	99	0
Grün-/Strohdüngung (Zw.früchte, Koppelprod.)	74	74	0
Konservierungsverluste	19	19	0
NH ₃ -Emission (davon 50 % auf LF)	127	-	1.26,7
Zukauf Futter	1.233	-	1.233
Zukauf Saatgut	55	55	-
Futtereigenproduktion	0	-	4.170,3
Stroheinstreu (ENÄq.)	0	-	13,8
Σ Treibhausgasemission [kg/ha BF]	4.628	1.772,1	7.040,3
Summe Produktion GJ/ha	62,9	94,6	11,9
Verkauf pflanzlicher Marktprodukte	5.166	5.166	0
Verkauf tierischer Marktprodukte	920	0	919,7
Futtereigenproduktion	0	4170	4170
W-Dünger (ENÄq.)	0	0	102
Strohabfuhr	0	14	13,8
Produktion (kg CO₂-Äq./GJ MP)	6.087	9.351	1.036
Spezif. THG-Emission [kg CO₂-Äq./GJ MP]	74	19	589
Toleranzbereich	<46...68	<13...20	<900...1350
THG-Saldo [kg CO₂-Äq./ha BF]	1.458	7.579	-6.005
Toleranzbereich	>3.805...2.536	>10.670...7.113	>-6.865...-10.298

4. Unvermeidbare und vermeidbare Einflüsse

Für die Bewertung der THG-Emissionen bedarf es der Trennung zwischen unvermeidbaren und vermeidbaren Einflüssen. Als unvermeidbar gilt eine THG-Emission, die unter der Bedingung optimierter Bewirtschaftung entsteht.

Darunter wird verstanden:

- eine abfuhrorientierte Düngung
- ein normgerechter Energieträgereinsatz
- eine angepasste Tierhaltung
- ein optimales Ertrags- und Leistungsniveau

Unter einer angepassten Tierhaltung wird ein Tierbestand von durchschnittlich 1 GV/ha gesehen, der die gegenwärtige Nachfrage nach tierischen Produkten abdeckt. Für den einzelnen Betrieb bedeutet angepasste Tierhaltung ein Tierbesatz, dessen

Grundfutterbedarf von der Produktivität des Standortes abgedeckt werden kann. Abfuhrorientierte Düngung liegt bei einem Nährstoffsaldo von Null zuzüglich der Höhe unvermeidbarer N-Verluste durch Auswaschung und Entgasung vor. Ein normgerechter Dieserverbrauch wird mit 100 l Diesel je ha LF beziffert und das optimale Ertragsniveau über die Bruttoenergieproduktion in Abhängigkeit von der Ackerzahl definiert (Eckert et al. 2006).

Da der Landwirt nicht alle ertragsbestimmenden Faktoren kontrollieren kann, kann er diesen Wert nur in einem Schwankungsbereich einhalten. Der Toleranzbereich ergibt sich durch Multiplikation des betriebs- und standortspezifischen Wertes des unvermeidbaren Einflusses mit einem Faktor.

Beispiel:

Optimalwerte der THG-Emission eines Futterbaubetriebes mit Milchproduktion (A) und eines Marktfruchtbetriebes (B)

A: Futterbaubetrieb mit Milchproduktion, 0,86 GV/ha,

Standortbonität: AZ 21/ 500 m/ 730 mm, Biosphärenreservat KULAP B22 auf 70 % der BF

Anteil Ackerland: 30 %,

naturale Leistungen: 42 dt/ha Getreide, 284 dt/ha Silomais, 8.000 l Milch

Kriterium	Dimension	Toleranzber.	Betriebswert	Optimum	Ende des Toleranzbereichs
				0	6
N-Saldo	kg N/ha * a	-50 ... +50	13	0	6
spez. THG-Emission	kg CO ₂ -Äq./GJ	278...464	307	0	6
THG-Saldo	kg CO ₂ -Äq./ha	-3293...-5042	-2984	0	6

B: Marktfruchtbetrieb

Standortbonität: AZ 46/ 300 m/ 578 mm,

Anteil Ackerland: 100 %,

naturale Leistungen: 60 dt/ha Getreide, 352 dt/ha Silomais, 42 dt/ha Ölfrüchte

Kriterium	Dimension	Toleranzber.	Betriebswert	Optimum	Ende des Toleranzbereichs
				0	6
N-Saldo	kg N/ha * a	-50 ... +35	30	0	6
spez. THG-Emission	kg CO ₂ -Äq./GJ	< 15...25	16	0	6
THG-Saldo	kg CO ₂ -Äq./ha	>8580...5653	7168	0	6

Betrieb A hat eine spezifische Treibhausgas-Emission von +307 kg CO₂-Äq./GJ Marktprodukt, Betrieb B einen sehr viel günstigeren Wert von +17 kg CO₂-Äq./GJ Marktprodukt. Betrieb A emittiert CO₂ mit einem negativen THG-Saldo von -2.984 kg CO₂-Äq./ha, Betrieb B vermeidet CO₂ in Höhe von +7.168 kg CO₂-Äq./ha. Trotzdem kann beiden Betrieben eine tolerante Situation bescheinigt werden. Unter den Bedingungen des Standortes und des Tierbesatzes haben beide nicht wesentlich mehr als unvermeidbar an Treibhausgasen emittiert und in beiden Fällen mit überdurchschnitt-

lichen pflanzlichen und tierischen Leistungen einen hohen Energiegewinn erzielt. Der Saldo für N wie auch der für die übrigen Nährstoffe liegt im tolerablen Bereich, der Tierbesatz kann mit Grundfutter vom Standort ernährt werden.

Eine CO₂-Vermeidung < +5.653 kg CO₂-Äq./ha im Betrieb B wäre nicht tolerierbar, weil der Faktoreinsatz gemessen am erzielten Ertrag zu hoch und das Ertragspotenzial des Standortes für die Gewinnung von Energie und Bindung von CO₂ nicht ausreichend ausgeschöpft wäre. Eine CO₂-Emission < -3.293 kg CO₂-Äq./ha im Betrieb A würde die Möglichkeiten des tierhaltenden Betriebes im benachteiligten Gebiet überschätzen. Der Milchviehbetrieb setzt die erwirtschaftete pflanzliche Biomasse fast vollständig für die Ernährung der Tiere ein. Von der aufgenommenen Bruttoenergie Futter gehen beim Wiederkäuer 30...50 % über Kot, 5...10 % über Gase, 3...5 % über Urin und ein weiterer Teil über die Abgabe von Wärme verloren. Außerdem benötigt das Tier Energie für Erhaltung und Wachstum. Nur etwa 20 % der eingesetzten Bruttoenergie finden sich in tierischen Produkten, wie Milch und Fleisch wider. Beim Schwein fällt der energetische Wirkungsgrad in der Produktion von Fleisch mit 25 % etwas günstiger aus. Im Unterschied zum Schwein ist das Rind mit seinem Verdauungssystem aber in der Lage, die Energie rohfaserreicher Futterstoffe aufzuschließen und in tierisches Eiweiß umzusetzen. CH₄ wird aus dem beim Abbau rohfaserreicher Futterstoffe freigesetzten Wasserstoff gebildet, um die Oxidations-/Reduktionsbilanz im Pansen auszugleichen. Zuzüglich der THG-Emissionen wird die Tierhaltung unvermeidbar zum THG-Emittent. Der Rückfluss von Energie und Nährstoffen über die organischen Dünger mindert diesen Effekt durch Reduzierung des Mineraldünger-Zukaufs und damit der CO₂-Emission nur in geringem Umfang.

Für einen Hektar Eliteweizen mit einer Ertragserwartung von 70 dt/ha beläuft sich die THG-Emission unter optimalen Bedingungen auf etwa 1.700 kg CO₂-Äq./ha. Demgegenüber steht eine pflanzliche Produktion von 104 GJ/ha und eine CO₂-Bindung von 10.100 kg CO₂-Äq./ha. Abzüglich der THG-Emissionen ergeben sich als Optimalwerte eine Netto-CO₂-Vermeidung von +8.400 kg CO₂-Äq./ha und eine spezifische THG-Emission von 16 kg CO₂-Äq./GJ.

Für den Betrieb B errechnet sich nach diesem Ansatz unter der Bedingung einer mittleren Standortbonität mit einer Ertragserwartung von 65 dt/ha eine unvermeidbare spezifische THG-Emission von 15 kg CO₂-Äq./GJ.

Der Optimalwert der THG-Emission für eine Milchkuh (600 kg Lebendmasse, 8.000 l Milch, 0,4 t Fleisch) mit Aufstallung auf Gülle ermittelt sich aus 3.520 kg CO₂-Äq./GV aus CH₄-Emissionen, 900 kg CO₂-Äq./GV aus dem Verbrauch von Strom und Heizöl und 1.748 kg CO₂-Äq./ha aus der Produktion des Futterbedarfs von 110 GJ/GV und beträgt 6.167 kg CO₂-Äq./GV. Demgegenüber steht eine CO₂-Bindung in den tierischen Produkten Milch und Fleisch von 1.510 kg CO₂-Äq./GV und Nährstoffen von 152 kg CO₂-Äq./GV (Rückführung über Wirtschaftsdünger). Abzüglich der THG-Emissionen ergeben sich als Optimalwerte ein Treibhausgas-Saldo von -4.504 kg CO₂-Äq./GV und eine spezifische THG-Emission von 356 kg CO₂-Äq./GJ.

Für den Betrieb A mit einem Tierbesatz von 0,86 GV/ha, Aufstallung auf Stallmist und einer geringen bis mittleren Standortbonität (Ertragserwartung 97 GJ/ha) errechnet sich demnach eine unvermeidbare spezifische THG-Emission von 278 kg CO₂-Äq./GJ und ein unvermeidbarer THG-Saldo von -3.293 kg CO₂-Äq./ha.

Die gleiche Rechnung für 1 GV Schwein ergeben aufgrund geringerer Werte für den stoffwechselbedingten CH₄-Ausstoß und einem etwas höheren Energiegewinn für den Treibhausgas-Saldo eine unvermeidbare Größe von -1.700 kg CO₂-Äq./GV und für die spezifische THG-Emission eine von 140 kg CO₂-Äq./GJ.

5. Minderungspotenziale von THG-Emissionen im landwirtschaftlichen Produktionsprozess

5.1 Effizienter Betriebsmitteleinsatz

Ein effizienter Betriebsmitteleinsatz wird durch einen sparsamen Einsatz von Betriebsmitteln bei gleichzeitiger Steigerung der pflanzlichen und tierischen Leistungen erreicht.

Bei Milchkühen sinkt die Treibhausgas-Emission je kg Milch mit steigender Milchleistung. Durch Erhöhung der Leistung werden für die gleiche Menge Milch weniger Tiere benötigt, wodurch die Methan-Emission reduziert werden kann. Durch Steigerung der Milchleistung um 10 %, resp. 750 kg Milch je Kuh und einer dem entsprechenden Reduzierung des Milchkuhbestandes um 10 % ließe sich in Thüringen die THG-Emission um 2,6 % verringern. Durch Senkung der Reproduktionsrate in Milchviehbeständen von gegenwärtig 40 auf 30 % wird eine Minderung um 2,0 % erwartet.

Tab. 6: Minderungspotenziale in der Landwirtschaft in Thüringen (Eckert et al. 2006)

Maßnahme	Minderung	Einsparpotenzial kg CO ₂ -Äq./ha	% ¹
Reduzierung N-Überschuss-Saldo	20 kg N/ha AF	145	3,8
Einsparung Diesel	10 kg/ha AF	40	1,0
Einsparung Strom	30 kWh/GV	14	0,4
Steigerung Milchleistung (5 Jahre)	+ 750 kg (10 %)	90	2,6
Senkung Reproduktionsrate Milchkuh	40 % → 30 %	75	2,0
		364	~ 10

¹ in % der landwirtschaftlichen THG-Emissionen in Thüringen, 3,0 Mio. t

Durch Verringerung des N-Überschuss-Saldos in Thüringen von derzeit 70 auf 50 kg/ha könnte die THG-Emission um 145 kg CO₂-Äq./ha, resp. 3,8 % der landwirtschaftlichen THG-Emissionen verringert werden. Reduzierter Einsatz von Pflanzenschutzmitteln bringt kaum Einspareffekte. Ihr Anteil an den landwirtschaftlichen THG-Emissionen ist mit 1 % marginal. Des Weiteren wird die Reduzierung des Einsatzes von Diesel und Strom um jeweils 10 % für möglich gehalten. Das entspricht in Thüringen einem Minderungspotenzial von 1,0 und 0,4 %.

Mittelfristig ließe sich in Thüringen durch verbesserte Effizienz der eingesetzten Betriebsmittel eine Treibhausgas-Minderung um etwa 10 % der landwirtschaftlichen THG-Emissionen realisieren.

Beispiel

Minderungspotenziale für THG-Emissionen in einem Marktfrucht-Futterbaubetrieb mit Milchproduktion (C)

C: Marktfrucht-Futterbaubetrieb mit Milchproduktion, 0,51 GV/ha,
 Standortbonität AZ 56/ 185 m/ 552 mm,
 Anteil Ackerland 98 %,
 naturale Leistungen: 54 Getreide, 351 Silomais (Jahr 2006), 10.000 l Milch

0) THG-Saldo außerhalb Toleranzbereich, ebenso wie N-Saldo

Kriterium	Dimension	Toleranzber.	Betriebswert	Optimum	Ende des Toleranzbereichs
				0	6
N-Saldo	kg N/ha * a	-50 ... +30	62		
spez. THG-Emission	kg CO ₂ -Äq./GJ	< 46 ... 68	74		
THG-Saldo	kg CO ₂ -Äq./ha	>3850...2536	1458		

Im Ergebnis der Betriebsanalyse zeigt sich, dass sowohl die spezifische THG-Emission als auch der THG-Saldo außerhalb des Toleranzbereiches liegen, obwohl die tierischen Leistungen mit 23,3 GJ Milch und Fleisch je GV Milchkuh sehr hoch sind und die THG-Emissionen in der Tierhaltung im Bereich des Optimums liegen (Tab. 5). Dafür erreichen die Erträge im pflanzlichen Bereich nicht die Erwartungen (95 an Stelle von 122 GJ/ha bei einer Ackerzahl von 56) und führen zu einem erhöhten Futterzukauf. Für die Bewertung der Tierhaltung ist es egal, ob das Futter aus der Eigenproduktion kommt oder zugekauft wird. Gesamtbetrieblich steht dem Futterzukauf aber eine nicht ausreichende Ausnutzung des Ertragspotenzials des Standortes gegenüber, was zu ungünstigen Werten der THG-Emission führt. Ein weiterer Beitrag zur Überschreitung des Toleranzbereiches ist in einem für diesen Standort zu hohen N-Überschuss-Saldo zu sehen.

Durch Reduzierung des N-Überschuss-Saldos um 33 kg/ha auf den für diesen Standort tolerablen Wert von 30 kg/ha verbessert sich die spezifische Treibhausgas-Emission um 5 % und der THG-Saldo um 15 %:

1) Reduzierung des N-Saldos um ~ 30 kg/ha

Kriterium	Dimension	Toleranzber.	Betriebswert	Optimum	Ende des Toleranzbereichs
				0	6
N-Saldo	kg N/ha * a	-50 ... +30	29		
spez. THG-Emission	kg CO ₂ -Äq./GJ	< 46 ... 68	70		
THG-Saldo	kg CO ₂ -Äq./ha	>3850...2536	1687		

Spez. THG-Emission: -5 %; verbessert im Vergleich zu S0
 THG-Saldo: +15 %; verbessert im Vergleich zu S0

Durch Anheben des Ertrages auf das Ertragsniveau der beiden Vorjahre (92 %) 2004 und 2005 und Beibehalten eines N-Saldos von 30 kg/ha durch Erhöhung der Mineraldünger-N-Zufuhr entsprechend der höheren Ertragserwartung verbessert sich die spezifische THG-Emission um 12 % und der THG-Saldo um 51 %:

2) Optimierung der Erträge (auf 92 % der beiden Vorjahre)

Kriterium	Dimension	Toleranzber.	Betriebswert	Optimum	Ende des Toleranzbereichs
				0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12	
N-Saldo	kg N/ha * a	-50 ... +30	29		
spez. THG-Emission	kg CO ₂ -Äq./GJ	< 46...68	65		
THG-Saldo	kg CO ₂ -Äq./ha	>3850...2536	2204		

Spez. THG-Emission: -12 %; verbessert im Vergleich zu S0
 THG-Saldo: +51 %; verbessert im Vergleich zu S0

Durch energetische Verwertung des anfallenden Stallmistes in einer Biogasanlage (600 kW-Anlage) verbessert sich die Situation erwartungsgemäß deutlich. Dafür steigen die NH₃-Verluste von 26 auf 28 kg NH₃-N/ha aufgrund des höheren NH₄-Anteils in der Biogassgülle, der Toleranzbereich von 50 kg/ha wird dadurch aber nicht überschritten:

3) Stallmist in Biogasanlage, 600 kW-Anlage

Kriterium	Dimension	Toleranzber.	Betriebswert	Optimum	Ende des Toleranzbereichs
				0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12	
N-Saldo	kg N/ha * a	-50 ... +30	29		
spez. THG-Emission	kg CO ₂ -Äq./GJ	< 46...68	58		
THG-Saldo	kg CO ₂ -Äq./ha	>3850...2536	2625		

Spez. THG-Emission: -22 %; verbessert im Vergleich zu S0
 THG-Saldo: +80 %; verbessert im Vergleich zu S0

Würde der Betrieb die Milchleistung von 10.000 l auf 7.000 l reduzieren, bei gleichzeitiger Aufstockung des Viehbestandes und Erhöhung der Futter-Anbaufläche für den Verkauf der gleichen Milchmenge würde sich die spezifische THG-Emission um 16 % und der THG-Saldo um 58 % verschlechtern. Die tierische Leistung in Höhe von 7.000 l/Milchkuh (15,48 GJ/GV) entspricht noch den Vorstellungen an eine tolerable Wirtschaftsweise. Bei gleichzeitig optimierten Leistungen im Pflanzenbau ist es deshalb möglich, dass trotz schlechterer absoluter Werte der THG-Emission eine noch tolerable Situation in der spezifischen THG-Emission entsteht. Trotzdem zeigt dieses Beispiel das Potenzial hoher Leistungen, hier insbesondere in der Milchviehhaltung für die Reduzierung von THG-Emissionen:

- 4) Reduzierung der Milchleistung von 10.000 auf 7.000 l/Kuh, sonst wie Optimierung in S 2

Kriterium	Dimension	Toleranzber.	Betriebswert	Optimum	Ende des Toleranzbereichs
N-Saldo	kg N/ha * a	-50 ... +30	29	0	6
spez. THG-Emission	kg CO ₂ -Äq./GJ	< 74...112	86	4	6
THG-Saldo	kg CO ₂ -Äq./ha	> 1058...706	617	6	12

Spez. THG-Emission: +16 %; verschlechtert im Vergleich zu S0
 THG-Saldo: -58 %; verschlechtert im Vergleich zu S0

5.2 Extensivierung

Etwa 45 % der landwirtschaftlichen THG-Emissionen kommen aus dem N-Einsatz und -Umsatz (CO₂, N₂O). Im Fall der Senkung von N-Überschuss-Salden stellt die Reduzierung des N-Einsatzes ein wichtiges Minderungspotenzial dar. Durch Reduzierung der N-Düngung unter das betriebswirtschaftliche Optimum mit dem Ziel einer Extensivierung der Produktion wird die Minderung der THG-Emission je Hektar mit einer Erhöhung der THG-Emission je Einheit Produkt erkauft.

Durch eine 50-%ige Verringerung des Mineraldünger-Aufwandes von 150 auf 75 kg/ha würde in Thüringen zwar die THG-Emission je Flächeneinheit auf 90 % im Vergleich zum optimierten N-Einsatz (130 kg/ha Mineral-N) sinken, der Ertrag aber auf 72 % und die spezifische THG-Emission deshalb von 29 auf 35 kg CO₂-Äq./GJ Marktprodukt ansteigen (Abb. 1).

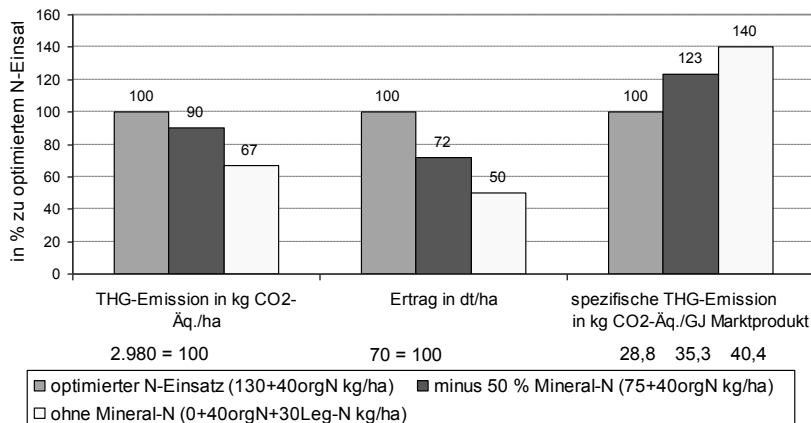


Abb. 1: Treibhausgas-Minderung durch reduzierten N-Einsatz auf der Ackerfläche (nach Berechnungen von Eckert et al. 2006)

Bei vollständiger Unterlassung der mineralischen N-Düngung wie im Fall ökologischer Betriebe verschlechtert sich die Situation weiter. Die Rechnung beruht auf mittleren Betriebsverhältnissen in Thüringen mit einem Tierbesatz von 0,5 GV/ha (40 kg/ha organischer N) und berücksichtigt nicht die Möglichkeiten des ökologischen Landbaus zur Ertragsoptimierung. Selbst wenn die THG-Emission je Einheit Produkt gleich hoch ausfallen sollte, würde aufgrund des deutlich geringeren Ertrages für den gleichen Bedarf an Marktprodukten eine größere Fläche benötigt und das Potenzial hochproduktiver Landwirtschaft, Nahrungsmittel effizient und umweltverträglich zu erzeugen unzureichend ausgeschöpft. Extensivierung stellt deshalb kein Minderungspotenzial dar. Bei niedrigen THG-Emissionen je Einheit Produkt wird Extensivierung allenfalls auf einer begrenzten Fläche stattfinden können.

Auch der Vergleich ökologisch und integriert wirtschaftender Betriebe von Hülsbergen et al. 2008 zeigt, dass ohne Berücksichtigung der C-Speicherung im Humus ökologische Betriebe in Bezug auf die THG-Emission je Einheit Produkt keinen Vorteil gegenüber integriert wirtschaftenden Betrieben haben (Tab. 7).

Tab. 7: Stoff- und Energiehaushalt, zur C-Sequestrierung und zu THG-Emissionen im Pflanzenbau ökologischer und integrierter Betriebe (Hülsbergen 2008)

Parameter/ Indikator	Maßeinheit	Ökologische Betriebe n=18	Integrierte Betriebe n=10
N-Input	kg N/ha	149	240
TM-Ertrag	t/ha	3,6	7,5
CO ₂ -Emission	kg CO ₂ -Äq./ha	451	1018
C-Speicherung im Humus*	kg CO ₂ -Äq./ha	-402	202
N ₂ O-Emission	kg CO ₂ -Äq./ha	869	1.398
Treibhauspotenzial	kg CO ₂ -Äq./ha	918	2.618
Treibhauspotenzial	kg CO ₂ -Äq./t GE	274	370
<i>Treibhauspotenzial (ohne C-Speicherung im Humus)</i>	<i>kg CO₂-Äq./t GE</i>	<i>367</i>	<i>322</i>

* positive Werte bedeuten einen Humusabbau und die Abgabe von Boden-C an die Atmosphäre, negative Werte einen Humusaufbau und die Rückbindung von C aus der Atmosphäre in den Boden

5.3 Ausnutzen von CO₂-Senken

Eine bedeutende CO₂-Senke im Naturhaushalt stellt die langlebige Biomasse dar, darunter auch der Humus im Boden. In der Landwirtschaft könnte durch Stilllegung und strikte Unterlassung der Bodenbearbeitung eine CO₂-Einbindung von maximal 1,6 t CO₂/ha und Jahr erreicht werden (Eckert et al. 2006). Allerdings ist der Humus ein temporärer und zudem äußerst empfindlicher Speicher, der durch jede Bodenbearbeitung schnell und unkontrolliert zur CO₂-Quelle wird. Die Bindung von CO₂ in Humus stellt deshalb aus Sicht des Klimaschutzes kein anrechenbares Minderungspotenzial dar. Wengleich zu einer nachhaltigen Landbewirtschaftung die Sicherung eines optimalen Humusgehaltes im Boden durch eine ausgeglichene Humusbilanz gehört, d. h. unter der Voraussetzung eines optimalen Humusgehaltes vollständiger Ersatz des bewirtschaftungsbedingten Humusverlustes durch Zufuhr organischer Substanz. Analysen von Betrieben im Umwelttestbetriebsnetz Thüringen zeigen zumindest, dass in keinem der Betriebe ein Humusmangel auftritt (Eckert et al. 2006).

Wenn es allerdings gelingt, im ökologischen Landbau den Humusgehalt langfristig anzuheben, kann auf diesen Flächen bis zum Zeitpunkt eines erneuten Gleichgewichts ein Minderungspotenzial entstehen (Hülsbergen 2008).

6. Minderungspotenziale durch Gewinnung von Energie aus landwirtschaftlicher Biomasse

Ein bedeutendes Minderungspotenzial für Treibhausgas-Emissionen besteht in der energetischen Nutzung von Biomasse als Ersatz für fossile Energieträger. Die Gewinnung von Energie aus Biomasse kann biochemisch durch mikrobielle Abbauprozesse, chemisch-physikalisch durch Auspressen von Pflanzenöl und thermochemisch durch Pyrolyse, Vergasung und Verbrennung erfolgen. Das Ergebnis sind gasförmige, flüssige und feste Bioenergieträger, aus denen in weiteren Prozessen mechanische Energie, Wärme, Kälte und elektrische Energie bereitgestellt werden können.

Für die Bedingungen in Thüringen ist eine Kalkulation des Minderungspotenzials der einzelnen Verfahren der Energiegewinnung vorgenommen worden (Knoblauch et al. 2008).

Die Netto-CO₂-Vermeidung der einzelnen Verfahren ermittelt sich aus dem Energiegewinn und der daraus entstehenden Vermeidung von CO₂ durch Substitution fossiler Energieträger abzüglich der THG-Emissionen, die durch die Produktion der Biomasse und den Energiebedarf für den Prozess der Energiegewinnung entstehen zusätzlich der THG-Einsparungen durch Rückführung der Nebenprodukte in den landwirtschaftlichen Stoffkreislauf. Energetische Aufwendungen für Transporte und Logistik außerhalb des landwirtschaftlichen Betriebes sind nicht mit einbezogen, desgleichen Treibhausgas-Emissionen während und nach dem Energiegewinnungsprozess.

Tab. 8: Minderungspotenziale landwirtschaftlicher THG-Emissionen in Thüringen in % der landwirtschaftlichen Treibhausgas-Emissionen

Verfahren	Minderungspotenzial	
	Ist 2007	perspektivisch
Effizienter Betriebsmitteleinsatz u. Leistungssteigerung in der landwirtschaftlichen Produktion	-	9,6
Gewinnung von Energie aus landw. Biomasse	9,8	34,1
- Biogas/KWK/Biogasgülle	5,33	10,46
- Verbrennung/Heizwerk	0,05	18,54
- Biodiesel/Rapskuchenfutter	3,18	3,18
- Bioethanol/Schlempefutter	1,26	1,89

Für die Erzeugung von Biogas werden in Thüringen in mehr als 102 landwirtschaftlichen Biogasanlagen (installierte Gesamtleistung ca. 52 MW) derzeit etwa 30 % der Wirtschaftsdünger und nachwachsende Rohstoffe von über 20 Tha verarbeitet. Damit wird eine Netto-CO₂-Vermeidung von insgesamt 0,161 Mio. t CO₂-Äq. erzielt, d. h. 5,33 % der landwirtschaftlichen THG-Emissionen. Bei Erreichung des Zieles

einer 50%-igen Nutzung der Wirtschaftsdünger und der Erweiterung der Anbaufläche für Biogas-Rohstoffe auf 30 Tha würde die Netto-CO₂-Vermeidung auf 0,316 Mio. t CO₂-Äq. ansteigen. Das entspricht in etwa 10,5 % der landwirtschaftlichen THG-Emissionen.

Für das Verfahren Verbrennung beläuft sich das energetisch nutzbare Strohaufkommen in Thüringen unter Maßgabe einer ausgeglichenen Humusbilanz auf ca. 1,2 Mio. t Trockenmasse. Unter der Annahme, dass davon 30 %, resp. 1 t TM/ha einer energetischen Nutzung im Heizkraftwerk zugeführt werden, würde sich eine Netto-CO₂-Vermeidung von 0,56 Mio. t CO₂-Äq., resp. 18,5 % der landwirtschaftlichen THG-Emissionen ergeben.

Biodiesel und Rapsöl sind als Kraftstoffe in Deutschland eingeführt. Mit dem in Thüringen angewandten Verfahren der dezentralen Kaltpressung wird im Jahr 2007 Winterraps von etwa 50 Tha verarbeitet. Bei üblichen Erträgen (3,5 t TM/ha) und Ölausbeuten (40 %) ergeben sich daraus 70 Tt Öl für die Gewinnung von Biodiesel. Damit können netto 0,97 PJ fossile Energieträger substituiert werden. In Kombination mit der Futternutzung des Presskuchens ergibt sich eine Netto-CO₂-Vermeidung von 0,096 Mio. t CO₂-Äq., resp. 3,2 % des landwirtschaftlichen Anteils. Insgesamt beträgt die Anbaufläche für Winterraps in Thüringen 122 Tha, eine Erweiterung der Anbaufläche ist aus phytosanitären Gründen nicht mehr möglich.

Die größte Bioethanolanlage in Deutschland steht in Zeitz, an der Landesgrenze zu Thüringen. Sie benötigt Rohstoffe von ca. 100 Tha, die theoretisch zu einem Drittel aus Thüringen geliefert werden können. Im Jahr 2008 wird aus Thüringen eine Liefermenge von etwa 80 Tt Weizen von ca. 13 Tha erwartet. Ohne Anrechnung von energetischen Aufwendungen für die Trocknung der DGS-Schlempe ergibt sich für die Verfahrenskombination Bioethanol/DDGS (Futtermittel) eine Netto-CO₂-Vermeidung von ca. 0,038 Mio. t CO₂-Äq., resp. 1,25 % der landwirtschaftlichen THG-Emissionen. Perspektivisch wird eine Erweiterung der Anbaufläche auf bis zu 20 Tha für möglich gehalten. Daraus würde sich eine Netto-CO₂-Vermeidung von 0,057 t CO₂, resp. 1,89 % der landwirtschaftlichen THG-Emissionen ergeben.

Schlussfolgerungen

Der Einfluss des landwirtschaftlichen Managements auf die Treibhausgas-Emissionen ist groß. Dennoch gilt es, unvermeidbare Einflüsse zu beachten. Damit der Landwirt umweltrelevante Prozesse erkennen kann, bedarf es geeigneter Betriebsbewertungssysteme, die Schwachstellen sichtbar machen und ihn in die Lage versetzen, geeignete Anpassungsmaßnahmen zu entwickeln, um in den tolerablen Bereich einer Umweltbelastung zu kommen.

Wichtige Maßnahmen zur Minderung von Treibhausgas-Emissionen im Betrieb sind

- optimale pflanzliche Erträge und tierische Leistungen innerhalb des jeweiligen Betriebssystems durch Ausschöpfung der Standort- und Leistungspotenziale und
- sparsamer Einsatz von Betriebsmitteln, vor allem Stickstoff, Diesel und Strom

mit dem Ziel einer hohen Effizienz des Betriebsmitteleinsatzes und einer geringen THG-Emission je Einheit Produkt und

- größtmögliche Ausnutzung des knappen Faktors Fläche für die Bindung von Energie in pflanzlicher Biomasse

mit dem Ziel der Substitution fossiler Energieträger soweit es die Versorgung der Bevölkerung mit Nahrungsmitteln und der Schutz ökologischer Güter zulassen und

- Sicherung eines optimalen Humusgehaltes im Boden durch vollständigen Ersatz des bewirtschaftungsbedingten Humusverlustes.

Durch sparsamen Einsatz von Betriebsmitteln und Steigerung tierischer Leistungen ließen sich in Thüringen rd. 10 % der landwirtschaftlichen THG-Emissionen reduzieren.

Ein beträchtliches Minderungspotenzial besteht in der Gewinnung von Energie aus landwirtschaftlicher Biomasse. Gegenwärtig können in Thüringen durch Erzeugung von Biogas, Biodiesel und Bioethanol bereits 2,66 PJ an fossilen Energieträgern und damit 0,30 Mio. t CO₂-Äq. eingespart werden, resp. 10 % der landwirtschaftlichen THG-Emissionen.

Perspektivisch wird mit den derzeit entwickelten Verfahren eine Minderung um 1,03 Mio. t CO₂-Äquivalente für möglich gehalten. Das entspricht 34,1 % der landwirtschaftlichen THG-Emissionen, wobei der überwiegende Anteil im außerlandwirtschaftlichen Bereich entsteht.

Die dargestellte Methode der Erfassung und Bewertung von Treibhausgas-Emissionen im landwirtschaftlichen Betrieb beruht auf den Arbeiten von Herrn Dr. Hans Eckert, Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft.

Literatur

Dämmgen U., M. Lüttich, H. Döhler, B. Eurich-Menden, B. Osterburg (2008): Nationaler Inventarbericht 2008 für 2006 – Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft (unveröff.).

Hülsbergen K.-J. (2008): Energiebilanzen und klimarelevante Emissionen ökologischer und konventioneller Anbausysteme. Tagung des Verbandes der Landwirtschaftskammer e. V. (VLK) und des Bundesarbeitskreises Düngung (BAD) am 22. und 23.4.2008 in Würzburg. S. 65 - 85.

Eckert H., G. Breitschuh, A. Vetter (2006): Klimaschutz in der Landwirtschaft – Erfassung und Bewertung von Treibhausgasemissionen und deren Minderungspotenziale. Abschlussbericht. 27 S., Hrsg. Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft.

Eckert H., T. Breitschuh, U. Gernand (2006): Umwelttestbetriebsnetz Thüringen. 3. und 4. Auswertejahr (2003/04). 65 S. Auftraggeber Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt.

Ihle et al. (2003): Analyse des Standes und prognostizierte Entwicklung der Emissionen treibhausgasrelevanter Gase in Thüringen. Institut für Energetik und Umwelt Leipzig. Bericht 2003.

Knoblauch S., G. Reinhold, U. Gernand, H. Eckert (2008): Standpunkt zu Treibhausgas-Emissionen in der Landwirtschaft und Potenziale ihrer Minderung in Thüringen. 6 S. Hrsg. Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft.

NIR (2007): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen 2007.

Klimaschutz und nachhaltige Flächennutzung

Jesko Hirschfeld und Julika Weiß, Berlin

1. Einleitung

In der vom Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW) im Auftrag der Verbraucherorganisation foodwatch erstellte Studie „Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland“ wurde ein umfassender Vergleich der Klimabilanzen verschiedener konventioneller und ökologischer Verfahren der Tierhaltung und des Pflanzenbaus vorgelegt (Hirschfeld et al. 2008). Die Studie hat in der Öffentlichkeit und Politik eine breite Diskussion über die Rolle der Landwirtschaft für den Klimaschutz angestoßen.

Bei der Diskussion um konkrete Ansätze für mehr Klimaschutz in der Landwirtschaft müssen Flächennutzungskonkurrenzen, Gewässer- und Tierschutz sowie Folgen für den Naturschutz berücksichtigt werden. Zusätzliche Potenziale ergeben sich außerdem durch den Einsatz von Biogasanlagen. Das letzte Wort jedoch haben die Konsumenten.

Die Hauptergebnisse der Studie lauten kurz zusammengefasst:

- Der Ökolandbau zeigt sich in fast allen Verfahren klimafreundlicher als die konventionelle Landwirtschaft.
- Einzige Ausnahme: Mast von Kälbern aus der Milchviehhaltung, hier haben die konventionellen Verfahren Vorteile, die vor allem aus schnelleren Gewichtszunahmen resultieren.
- Im Pflanzenbau und in der Schweinemast weist die Bioproduktion eindeutige Klimavorteile auf.
- Bei der Milchviehhaltung liegen die besonders effizienten Biobetriebe vor den hocheffizienten konventionellen. Die Bio-Durchschnittsbetriebe schneiden demgegenüber geringfügig schlechter ab, jedoch besser als die durchschnittlichen konventionellen Milchviehbetriebe.
- Der Ökolandbau braucht aufgrund geringerer Erträge und Leistungen jedoch mehr Fläche, daher wäre eine umfassende Umstellung nur bei gleichzeitiger Reduzierung von Fleisch- und Milchproduktion möglich.
- Die Wiedervernässung von bislang entwässerten Moorflächen wäre eine der wirksamsten Klimaschutzmaßnahmen.
- Der Einsatz von Biogasanlagen zur energetischen Nutzung von Wirtschaftsdünger eröffnet zusätzliche, bislang unzureichend ausgeschöpfte Klimaschutzpotenziale.

- Konsequenter Klimaschutz in der Landwirtschaft wird nur möglich sein, wenn die Verbraucher bereit sind, ihren Fleisch- und Milchkonsum zugunsten pflanzlicher Produkte zu reduzieren.

2. Methode der Klimabilanzierung

Die Bilanzierung der Klimawirkung verschiedener landwirtschaftlicher Produktionsverfahren beruht auf der Methodik der Ökobilanzierung, einer normierten Methode zur Erfassung und Bewertung der mit einem Produkt verbundenen Umweltwirkungen. In die Bilanzierung gehen alle Umweltwirkungen des Produktionsprozesses sowie der vorgelagerten Produktionsschritte (z. B. Energieerzeugung, Produktion von Hilfs- und Betriebsstoffen) mit ein. Ökobilanzen eignen sich für eine vergleichende Betrachtung der Umweltwirkungen unterschiedlicher Produkte, die denselben Zweck oder dieselbe Funktion erfüllen (vergleichende Produktökobilanz). Neuere Ansätze zur Bewertung der Klimawirkung von Produkten wie der Carbon Footprint, beruhen ebenfalls auf der Methodik der Ökobilanz. Nach EN ISO 14040 besteht eine Ökobilanz aus der Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens, der Sachbilanz, der Wirkungsabschätzung und der Auswertung.

Im ersten Schritt wird das **Ziel und der Untersuchungsrahmen** der Bilanzierung festgelegt. Ziel der Klimabilanzierung ist der Vergleich der Klimawirkungen unterschiedlicher landwirtschaftlicher Produktionsverfahren. Von den zahlreichen, in einer Ökobilanz relevanten Wirkungskategorien, wird dabei lediglich der Treibhauseffekt berücksichtigt. Im Rahmen dieser Studie werden die wichtigsten Treibhausgase aus dem Sektor Landwirtschaft (Kohlendioxid, Methan und Lachgas) untersucht.¹

Im Rahmen der **Sachbilanz** erfolgt die Erhebung der für die Klimawirkung der Produkte relevanten Größen sowie die Zusammenstellung und ggf. Berechnung der Daten. Um die Klimawirkungen der Produktionsverfahren zu ermitteln, werden zu den einzelnen Stufen der Produktion (einschließlich der Vorprodukte und Betriebsmittel) aus aktuellen Studien und der Literatur die klimarelevanten Daten recherchiert. Für die Berechnung der Klimawirkungen wird auf GEMIS (Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme), Version 4.4, zurückgegriffen (vgl. Fritsche und Schmidt 2007).

Viele Produktionsprozesse sind Multi-Output-Prozesse und haben somit neben dem betrachteten Produkt weitere Produkte, die als Koppelprodukte bezeichnet werden. In der vorliegenden Analyse stellen beispielsweise das Fleisch der Altkühe bei der Milchproduktion oder Sojaschrot bei der Herstellung von Sojaöl wichtige Koppelprodukte dar. Im Rahmen einer Produktökobilanz müssen die ermittelten Stoff- und Energieströme des Produktionsprozesses und die damit verbundenen Umweltwirkungen entsprechend auf diese unterschiedlichen Produkte verteilt werden. Diese Aufteilung wird als **Allokation** der Stoff- und Energieströme bzw. der Umweltwirkungen bezeichnet. Es gibt unterschiedliche Methoden der Allokation. In der vorliegenden Studie wird eine monetäre Allokation durchgeführt, da davon ausgegangen wird, dass die Produktion durch die Nachfrage und den mit den Produkten erzielbaren Gewinnen getrieben wird. Insofern also neben den betrachteten Produkten weitere relevante Koppelprodukte anfallen (beispielsweise im Rahmen der Milchproduktion Kälber für die Rindermast und Fleisch der Altkuh), werden die Treibhausgase den

¹ Emissionen weiterer Treibhausgase werden nur dann berücksichtigt, wenn sie im Rahmen der Vorstufen von Vorprodukten in der GEMIS-Datenbank bereits enthalten sind.

Koppelprodukte mittels monetärer Allokation entsprechend ihres Anteils am Erzeugerpreis angerechnet.

In der **Wirkungsabschätzung** erfolgt die Strukturierung der Daten aus der Sachbilanz hinsichtlich ihrer ökologischen Relevanz (Klassifizierung) und die Zusammenfassung zu Wirkungskategorien (Charakterisierung). Da nicht alle Emissionen an Treibhausgasen im selben Ausmaß zum Treibhauseffekt beitragen, werden die Emissionen gemäß ihrem Anteil an dieser Wirkung gewichtet. Das Treibhauspotenzial wird mit Hilfe des Global Warming Potential (GWP), das als Bezugsgröße die Wirkung von Kohlendioxid hat, dargestellt. Die Wirkung der Treibhausgase wird in Form von CO₂-Äquivalenten angegeben. Das IPCC (2001) gibt für einen Betrachtungszeitraum von 100 Jahren als Äquivalenzfaktor für Methan 23 an, d. h. Methan ist bezüglich des Treibhauseffektes 23-Mal wirksamer als CO₂, und nennt für Distickstoffoxid eine Äquivalenzfaktor von 296.

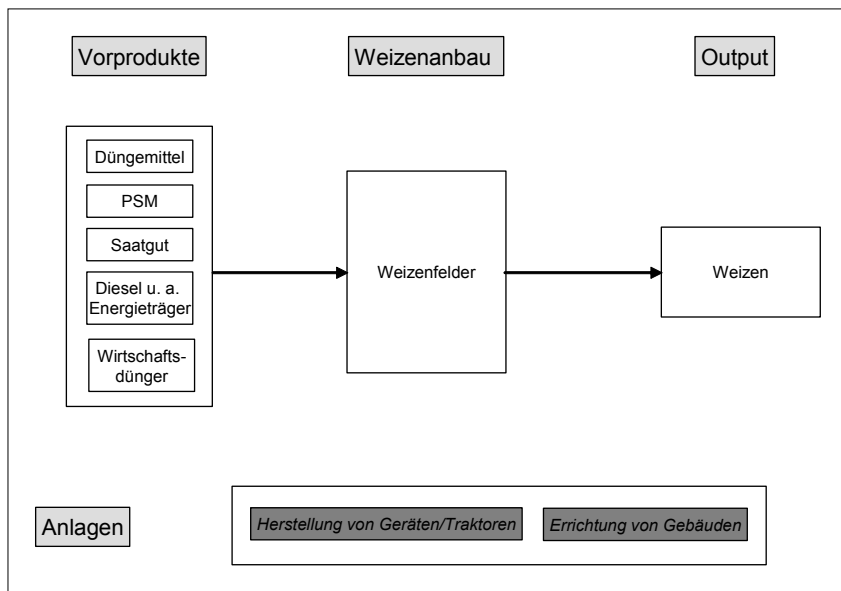
Der letzte Schritt einer Ökobilanz ist die **Auswertung**. Darin gilt es, die Schlussfolgerungen aus der Ökobilanz zu ziehen und konkrete Handlungen abzuleiten.

Im Folgenden wird die Klimabilanzierung für unterschiedliche Verfahren zur Produktion von Winterweizen dargestellt. Die Ergebnisse für Milch sowie Rind- und Schweinefleisch werden lediglich überblicksartig aufgeführt. Nähere Einzelheiten bietet die Langfassung der Studie (Hirschfeld et al. 2008), die im Internet unter www.ioew.de kostenlos heruntergeladen werden kann.

3. Klimabilanz der Weizenproduktion

Der Getreideanteil auf Ackerflächen liegt in der konventionellen Landwirtschaft bei 56 Prozent, im ökologischen Landbau bei 49 Prozent. Im konventionellen Bereich hat der Weizenanbau dabei eine dominierende Stellung (44 Prozent der Getreidefläche), bei den Öko-Betrieben liegt Weizen mit 27 Prozent der Getreidefläche dagegen hinter dem Roggenanbau (32 Prozent der Getreidefläche).² Die hohe Bedeutung des Weizenanbaus ist der Grund für die Auswahl dieses Verfahrens für die hier vorzunehmende Klimabilanzierung.

3.1 Untersuchungsrahmen



Dunkelgraue Felder: in der vorliegenden Sachbilanz nicht weiter berücksichtigt

Abb. 1: Weizenproduktion: Bilanzraum für die Klimabilanzierung

Der untersuchte Bilanzraum bei der Weizenproduktion³ umfasst neben dem eigentlichen Anbau auch die Vorkette mit den Vorprodukten Saatgut, Düngemittel, Pflanzenschutzmittel (PSM) sowie den Energieträgern. Keine weitere Berücksichtigung finden die Flächen und Anlagen, insofern sie nicht bei den GEMIS-Daten bereits enthalten sind. Stroh, das als Koppelprodukt beim Weizenanbau entsteht, wird in der Bilanzierung nicht weiter berücksichtigt. Es wird davon ausgegangen, dass das Stroh

² Untiedt (2004), S. 65.

³ Winterweizen.

zur Erhaltung der Bodenqualität notwendig ist und somit nicht für eine stoffliche oder thermische Nutzung zur Verfügung steht⁴.

3.2 Modellbetriebe des konventionellen und des ökologischen Weizenanbaus

Die Verfahren wurden entsprechend der Verfahrensbeschreibungen für konventionellen, konventionell-integrierten und ökologischen Anbau aus einer Studie der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL 2000) im Auftrag des Bundesministeriums für Landwirtschaft formuliert. Für die ökologischen Verfahren wurden ergänzend Angaben aus Redelberger (2002 und 2004) verwendet. Der konventionelle Betrieb erzielt einen Weizenertrag von 74 dt (7.400 kg) pro Hektar. Der ökologische Spitzenbetrieb erzielt einen Weizenertrag von 45 dt (4.500 kg) pro Hektar und damit einen um etwa 40 Prozent geringeren Ertrag als der konventionelle Marktfruchtbetrieb.⁵ Der ökologische Durchschnittsbetrieb erzielt den Durchschnittsertrag für Winterweizen im ökologischen Landbau von 35 dt pro Hektar.⁶

3.3 Erfassung der Treibhausgasemissionen der einzelnen Produktionsschritte des Weizenanbaus (Sachbilanz)

In der Sachbilanzerstellung werden die Stoff- und Energiebilanzen und die daraus resultierenden sowie die direkten Emissionen an Treibhausgasen zunächst für die einzelnen Vorprodukte sowie den Weizenanbau selbst erfasst.

Vorproduktion

Die Emissionen für die Produktion der mineralischen Düngemittel und der Pflanzenschutzmittel inklusive deren Transport bis zum Feldrand sind in Tabelle 1 dargestellt. Die Daten wurden aus der GEMIS-Datenbank übernommen.

⁴ Das Stroh wird also entweder direkt durch Unterpflügen oder nach der Nutzung als Einstreu im Stall als Festmist – ggf. vorbehandelt in einer Biogasanlage – dem Boden wieder zugeführt.

⁵ Annahme auf Grundlage der Hektarerträge in Untiedt (2004), S. 87 und Mäder et al. (2002), S. 13, Trockensubstanz umgerechnet auf Kornertrag unter der Annahme eines Trockensubstanzgehaltes von 86 Prozent. Im langjährigen FiBL-Anbauversuch lagen die Hektarerträge der ökologisch (bio-organisch und bio-dynamisch) bewirtschafteten Flächen im mehrjährigen Mittel sogar nur um 20 Prozent unter denen der konventionellen Vergleichsflächen (vgl. Mäder et al. (2002, S. 12). Ähnliche Erträge finden sich auch in Redelberger (2004).

⁶ BMELV (2007b), Tabellarischer Anhang, S. 92.

Tab. 1: Emissionen für die Bereitstellung von mineralischem Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln (inkl. Transport bis Feldrand)⁷ (GEMIS 4.4⁸)

	Ca-Dünger	K-Dünger	N-Dünger	P-Dünger	PSM
	<i>g CO₂-äq/kg Ca</i>	<i>g CO₂-äq/kg K</i>	<i>g CO₂-äq/kg N</i>	<i>g CO₂-äq/kg P</i>	<i>g CO₂-äq/kg PSM</i>
CO₂	284	1.085	2.876	1.149	11.027
CH₄	4	57	143	34	544
N₂O	6	18	4.474	17	511
Summe CO₂-äq.	294	1.160	7.493	1.200	12.082

Die verwendeten Energie- und Emissionsdaten für die Produktion des Saatguts sind der Studie der FAL (2000) zur Bewertung von Verfahren der ökologischen und konventionellen landwirtschaftlichen Produktion entnommen. Aufgrund fehlender Daten aus dem ökologischen Landbau werden in der vorliegenden Studie für beide Anbausysteme gleiche Emissionswerte für die Bereitstellung von Saatgut zugrunde gelegt.

Tab. 2: Emissionen für die Bereitstellung des Saatguts (FAL 2000, auf Basis von Kaltschmitt und Reinhardt 1997)

	Winterweizen
Emissionen	g CO₂-äq / kg Saatgut
CO₂	130,0
CH₄	0,0
N₂O	118,4
Summe CO₂-äq.	248,4

Der Wirtschaftsdünger wird als Restprodukt der Tierhaltung betrachtet. Die Daten zu den Emissionen durch die Bereitstellung und Nutzung des Energieträgers (Diesel) werden für die jeweiligen Prozesse aus der GEMIS-Datenbank (Version 4.4) übernommen und dort dargestellt.

Weizenanbau

Im Rahmen der Bilanzierung des Anbaus werden die eingesetzten Betriebsmittel für den konventionellen und ökologischen Landbau verglichen. Die verwendeten Daten der Betriebsmitteleinsatzmengen (Dieselverbrauch für Feldarbeiten, Menge an Saatgut, Düngemittel, Pflanzenschutzmittel und Kalk) sind den ausführlichen Darstellungen zu pflanzenbaulichen Produktionsverfahren im Rahmen der Studie der FAL

⁷ Daneben entstehen noch die Treibhausgase Perfluormethan und Perfluoraethan, die allerdings aufgrund ihrer geringem Bedeutung (> 0,1 % des Treibhauspotenzials der Weizenproduktion) in der vorliegenden Studie vernachlässigt werden.

⁸ Referenzen, die in GEMIS für die Datenblätter genannt werden: Düngemittel: Patyk und Reinhardt (1997), Fritsche et al. (2004) sowie Berechnungen und Abschätzungen des IFEU aus dem Jahr 2002; Pflanzenschutzmittel: Fritsche (2004), Kaltschmitt und Reinhardt (1997)

(2000) entnommen. Die Annahmen zu den durchschnittlichen Erträgen für den konventionellen Anbau wurden ebenfalls aus der FAL-Studie (2000) übernommen, für den ökologischen Anbau wurden außerdem ergänzende Daten aus Redelberger (2002 und 2004) verwendet.

Tab. 3: Klimarelevante Einsatzmengen an Betriebsmitteln sowie Ertragsmenge im Winterweizenanbau (FAL 2000, Redelberger 2002, Redelberger 2004)

Verfahren Winterweizenanbau	Einsatzmengen						Kalkstein (CaO)	PSM	Diesel l/ha	Ertrag kg/ha
	Saatgut	Anorg. P-Dünger (P ₂ O ₅)	Anorg. K-Dünger (K ₂ O)	Anorg. N-Dünger (N)	N aus Wirtschaftsdünger	kg/ha				
konv	175	80	160	175	0	350	5,6	85,8	7400	
konv_plus	175	24	48	95	160	350	5,6	84,5	7400	
öko	175	0	0	0	50	350	0	69,6	3500	
öko_plus	175	0	0	0	50	350	0	69,6	4500	

Im Rahmen des Weizenanbaus wird für die Emissionen durch den Dieserverbrauch angenommen, dass dieser in einem durchschnittlichen landwirtschaftlichen Dieselmotor eingesetzt wird. Dafür wurden die Daten aus dem Datenblatt „Dieselmotor-DE-Landwirtschaft-2005 (Endenergie)“ der GEMIS-Datenbank verwendet (der Bau des Traktors selber wird dabei nicht berücksichtigt)⁹.

Neben den Emissionen durch die Produktion der Vorprodukte und Betriebsmittel entstehen im Rahmen des Pflanzenanbaus auch direkte Emissionen an Lachgas, insbesondere durch die Düngung der Felder. In der vorliegenden Studie wird für diese direkten Lachgasemissionen eine Berechnung entsprechend der Vorgehensweise des IPCC, also eine Emission von 1,25 Prozent des im Dünger (anorganischer Stickstoffdünger oder Wirtschaftsdünger) enthaltenen Stickstoffs als Lachgas, zu Grunde gelegt. Wie Tabelle 3 zeigt, werden im konventionellen Weizenanbau 95 kg anorganischer Stickstoff sowie 160 kg Stickstoff aus dem Wirtschaftsdünger je Hektar ausgebracht, im ökologischen Anbau 50 kg Stickstoff je Hektar. Dies entspricht direkten Emissionen von 3188 g N₂O-N/ha (bzw. 5004 g N₂O/ha) im konventionellen Landbau und 625 g N₂O-N/ha (bzw. 981 g N₂O/ha) im ökologischen Landbau. Diese Werte liegen für Weizen aus konventionellem Anbau im mittleren Bereich der von Roelandt et al. (2005) diskutierten Ergebnisse unterschiedlicher Studien zum Weizenanbau in Deutschland.

3.4 Abschätzung der Klimawirkung

Die betrachtete funktionelle Einheit in der Klimabilanzierung ist 1 kg Winterweizen. Das Ergebnis der Wirkungsabschätzung ist in Tabelle 4 dargestellt. Der konventionelle Anbau von Winterweizen trägt danach mit Emissionen von 365 g CO₂-Äq./kg Weizen bei ressourcenschonendem Anbau (konv_plus) und 403 g CO₂-Äq./kg Wei-

⁹ Referenzen, die in GEMIS für die Datenblätter genannt werden: H. Bossel et al. (1995), Fritsche et al. (1995) und GEMIS-Stammdaten

zen bei durchschnittlicher konventionellem Anbau (konv) mehr als doppelt so stark zum Treibhauseffekt bei wie der ökologische Anbau mit 180 g CO₂-Äq./kg Weizen bzw. bei hohen Erträgen sogar nur 141 g CO₂-Äq./kg Weizen. Im Vergleich zu anderen Studien sind die Ergebnisse für die Gesamtemissionen des Weizenanbaus in der vorliegenden Studie eher gering, wobei sich teilweise die Methodik stark unterscheidet. Mit anderen Studien übereinstimmend kommt die vorliegende Studie zu dem Ergebnis, dass der ökologische Pflanzenanbau deutlich geringere Treibhausgasemissionen verursacht als der konventionelle Anbau.

Tab. 4: Vergleich der Treibhausgasemissionen des Anbaus von Winterweizen im ökologischen und konventionellen Landbau¹⁰

	konv	konv_plus	öko	öko_plus
	g CO₂-Äq./kg	g CO₂-Äq./kg	g CO₂-Äq./kg	g CO₂-Äq./kg
CO₂	151	102	89	69
CH₄	5,6	3,2	0,9	0,7
N₂O	246	260	90	71
Summe CO₂-äq.	403	365	180	141

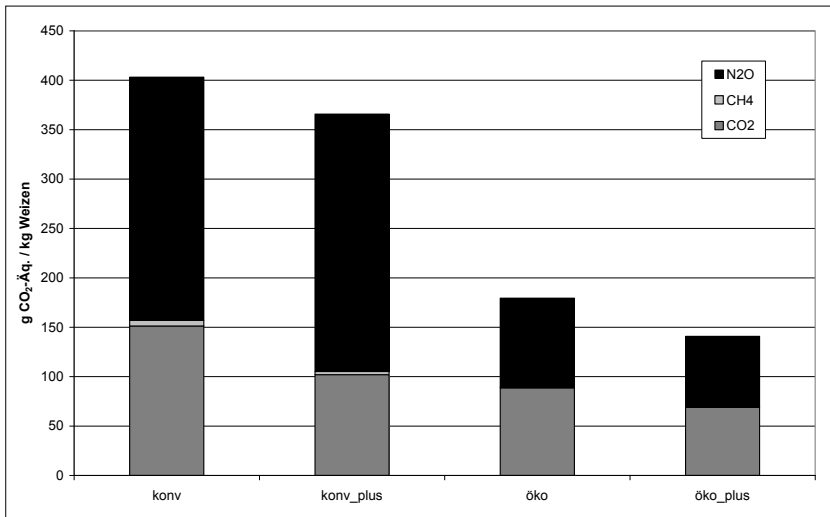


Abb. 2: Treibhausgasemissionen durch den Anbau von Winterweizen

¹⁰ Daneben entstehen noch die Treibhausgase Perfluormethan und Perfluoraethan, die allerdings aufgrund ihrer geringem Bedeutung (< 0,1 % des Treibhauspotenzials der Weizenproduktion) in der vorliegenden Studie vernachlässigt werden.

Die Emissionen an Kohlendioxid verursachen beim ökologischen Anbau die Hälfte, beim konventionellen Anbau knapp ein Drittel der Emissionen an Treibhausgasen bezogen auf die Wirkungskategorie. Diese Emissionen stammen vor allem aus der Herstellung der Mineraldüngemittel (für den konventionellen Landbau) sowie aus dem Dieserverbrauch für die Feldbearbeitung. Beim konv_plus-Verfahren liegen aufgrund des geringeren Mineraldüngereinsatzes die CO₂-Emissionen unter denen des durchschnittlichen konventionellen Verfahrens (konv). Die übrige Klimawirkung ist vor allem auf die Lachgasemissionen zurückzuführen. So verursachen allein die Lachgasemissionen beim durchschnittlichen ökologischen Anbau (öko) 90 g CO₂-Äquivalente pro kg Weizen bzw. 71 g CO₂-Äq./kg Weizen bei hohen Erträgen (öko_plus). Der durchschnittliche konventionelle Anbau (konv) verursacht direkte N₂O-Emissionen von 246 g CO₂-Äq./kg Weizen bzw. 260 g CO₂-Äq./kg Weizen beim ressourcenschonenden konventionellen Anbau, dem Verfahren konv_plus.

4. Zwei Klimaschutzszenarien

Um die sektorweiten Potenziale einer klimafreundlichen Umstellung der landwirtschaftlichen Praxis auszuloten, wurden in der Studie zwei hypothetische Gesamt-szenarien konstruiert, die im Folgenden vorgestellt werden.

Der Status quo wird abgebildet mit durchschnittlichen Verfahren des konventionellen und ökologischen Landbaus – im prozentualen Verhältnis der aktuellen Produktionsanteile. Im ersten Szenario werden alle Verfahren hypothetisch auf die jeweils klimafreundlichsten Verfahren umgestellt – das sind (bis auf die Rindermast von Kälbern aus der Milchviehhaltung) die Verfahren der leistungsmäßig führenden ökologischen Betriebe des Pflanzenbaus und der Tierhaltung (vgl. Tab. 5).

Tab. 5: Treibhausgasemissionen aufgrund der Erzeugung von 1 kg der jeweiligen Produkte (ab Hof) (IÖW 2008)

	konv	konv_plus	öko	öko_plus
	kg CO₂-Äq./kg			
Winterweizen	0,40	0,37	0,18	0,14
Schweinefleisch (Schlachtgewicht)	3,07	2,79	2,07	1,70
Milch	0,85	0,70	0,78	0,63
Rindfleisch (jeweils Schlachtgewicht)				
Bullen- bzw. Ochsenmast; Kälber von Milchkühen	8,40	7,86	13,50	11,00
Bullen- bzw. Ochsenmast, Absetzer von Mutterkühen	16,76	15,92	16,28	14,09
Altkühe Milchviehhaltung	6,04	4,77	3,93	3,14
Altkühe Mutterkuhhaltung	14,54	13,85	12,25	11,12

Emissionen jeweils aus vier Modellbetrieben: ein durchschnittlicher konventioneller Betrieb (konv.), ein technologisch führender, konventioneller Betrieb (konv. plus), ein durchschnittlicher Ökobetrieb (öko) und ein technologisch führender Ökobetrieb (öko plus). **Klimafreundlichstes Verfahren jeweils fett und grau hinterlegt.**

Die ökologischen Verfahren haben Klimaschutzvorteile u. a. aufgrund des Verzichts auf den Einsatz von chemisch-synthetischen Dünge- und Pflanzenschutzmitteln, des Verzichts auf importierte Kraftfuttermittel (insbesondere Soja aus Lateinamerika) sowie durch die bessere Humusbilanz im Ackerbau.

Mit einer solchen Umstellung wären es möglich, über 50 Prozent der gegenwärtigen Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft zu vermeiden, was einer Reduktion um über 68 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalenten pro Jahr entsprechen würde. Um Agrargüter in der gleichen Menge wie vor der Umstellung bereitzustellen, wäre jedoch zugleich eine Ausweitung der landwirtschaftlichen Flächennutzung um 11,5 Millionen Hektar notwendig.

Würde die gegenwärtige Praxis dagegen auf Verfahren eines klimaoptimierten konventionellen Landbaus umgestellt, ergäbe sich ein um 17 Millionen Tonnen geringeres Einsparpotenzial – von immerhin noch 51 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalenten, bei einem deutlich geringerem Flächenmehrbedarf von nur einer Million Hektar. Dies ist darauf zurückzuführen, dass der Großteil der landwirtschaftlichen Klimaschutzeffekte sich auch in diesem Fall durch eine Wiedervernässung von Moorböden erzielen ließe (37 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente). Zusätzlich können durch den Einsatz von Gülle und Mist in Biogasanlagen 5 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente vermieden werden. Dieses „Basispaket für den landwirtschaftlichen Klimaschutz“, das zusammen 42 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente ausmacht, ist unabhängig davon durchführbar, inwieweit durch eine Umstellung von Bewirtschaftungsverfahren in der Landwirtschaft zusätzliche Klimaschutzeffekte erzielt werden. Hierzu müssten jedoch ca. 1,4 Millionen Hektar entwässertes Grün- und Ackerland aus der bisherigen Nutzung genommen bzw. in andere Nutzungen überführt werden.

Das zweite Szenario geht von der Restriktion aus, dass die landwirtschaftlichen Flächen nicht ausgedehnt werden können, da sonst negative Klimaeffekte bei begrenzten Flächen in Deutschland über Importe von Agrargütern lediglich außer Landes verschoben würden. Da die klimafreundlicheren Verfahren des ökologischen Landbaus einen höheren Flächenbedarf aufweisen als die konventionellen Verfahren, ergeben sich bei Umstellung der Verfahren Einschränkungen der Produktionsmengen. Im zweiten Szenario werden daher in einem ersten Schritt zunächst alle Pflanzenbauverfahren umgestellt, die unmittelbar der menschlichen Ernährung dienen. Im zweiten Schritt wird berechnet, welche Mengen an tierischen Produkten auf Grundlage der verbleibenden Flächen noch hergestellt werden können.

Um die Menge der gegenwärtigen Pflanzenproduktion zum menschlichen Verzehr und zur Energieerzeugung (vereinfacht angenommen als die Menge der gesamten Pflanzenproduktion abzüglich der Futtermittelerzeugung) mit klimafreundlichen Anbauverfahren auf einer konstanten Größenordnung zu halten, wären im Fall einer Umstellung auf die klimafreundlichsten ökologischen Verfahren und eine Wiedervernässung sämtlicher entwässerter Moorflächen etwa 5,5 Millionen ha mehr Anbaufläche notwendig als heute.

Geht man davon aus, dass keine zusätzlichen Flächen im Ausland genutzt werden sollen, dann müsste die Produktion von Fleisch und Milch entsprechend reduziert werden. Der Futtererzeugung für die Tierhaltung stünden also 5,5 Millionen ha weniger zur Verfügung. Würde die Struktur der tierischen Produktion beibehalten (also eine konstante Aufteilung der Flächennutzung beispielsweise zwischen Mastschwei-

ne- und Milchkuhhaltung aufrechterhalten), müsste die gesamte tierische Produktion um 69 Prozent reduziert werden. Das heißt, auf den verbleibenden 5,1 Millionen Hektar Futterfläche könnten nur noch 31 Prozent, also knapp ein Drittel der aktuell erzeugten tierischen Produkte bereitgestellt werden.

5. Einordnung

Die Studie beschränkte sich auf die Klimabilanzierung begründet ausgewählter Verfahren der konventionellen und ökologischen Landwirtschaft und erarbeitete dabei deutliche Hinweise für die Gestaltung einer klimafreundlicheren Agrarpolitik. Eine nachhaltige Landnutzungspolitik sollte jedoch nicht allein an der Frage der Klimarelevanz ausgerichtet werden, sondern u. a. auch an Fragen des Gewässerschutzes, des Tierschutzes sowie des Schutzes von Biodiversität. Auch die globale Dimension muss dabei in den Blick genommen werden, soll die nachhaltigere Gestaltung der Landnutzung in Deutschland und Europa nicht zu einem beschleunigten Raubbau in anderen Weltregionen führen. Über Klimaschutz und nachhaltige Landnutzung entscheidet jedoch nicht allein die Politik, sondern nicht zuletzt die tägliche Konsumententscheidung an der Ladentheke.

Literatur

Die im Text aufgeführten Literaturangaben sind dem Literaturverzeichnis der folgenden Studie zu entnehmen:

Hirschfeld, J., Weiß, J., Preidl, M., Korbun, T. (2008): Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland. IÖW-Schriftenreihe 186/08. Berlin.

Autoren und Kontakt

Dr. Jesko Hirschfeld ist wissenschaftlicher Mitarbeiter im Forschungsfeld Umweltökonomie und Umweltpolitik, Dr. Julika Weiß wissenschaftliche Mitarbeiterin im Forschungsfeld nachhaltige Energiewirtschaft am Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW)

IÖW, Potsdamer Str. 105, D-10785 Berlin. Tel.: 030/8845940, E-Mail: jesko.hirschfeld@ioew.de, julika.weiss@ioew.de, Download der Studie unter: www.ioew.de

