

**Ulrich Stachow, Armin Werner, Eckhard Rehbinder,
Achim Schäfer, John Couwenberg und
Wendelin Wichtmann**

Möglichkeiten und zukünftige Erfordernisse einer Einbeziehung von Landnutzung in den Emissionshandel unter Berücksichtigung der Beziehung zur Biodiversität



**Möglichkeiten und zukünftige Erfordernisse
einer Einbeziehung von Landnutzung in den
Emissionshandel unter Berücksichtigung
der Beziehung zur Biodiversität
Natur-, agrar- und rechtswissenschaftliche
Einschätzungen**

**Ulrich Stachow
Armin Werner
Eckhard Rehbinder
Achim Schäfer
John Couwenberg
Wendelin Wichtmann**



Titelbild: oben links: Maisacker (D. Barkusky), oben rechts: Rinder auf einer Niedermoor-Weide (A. Behrend), unten links: Injektionsgerät für Stickstoffdünger (D. Barkusky), unten rechts: Biogasanlage (C. Dalchow)

Adressen der Autoren:

Dr. Ulrich Stachow
Dr. Armin Werner
Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V.
Institut für Landnutzungssysteme
Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg
Email: ustachow@zalf.de; awerner@zalf.de

Prof. Dr. Eckhard Rehbinder
Goethe-Universität, Forschungsstelle für Umweltrecht
Campus Bockenheim, Senckenberganlage 31,
60054 Frankfurt am Main
Email: Rehbinder@jur.uni-frankfurt.de

Dipl. oec. Achim Schäfer
Drs. John Couwenberg
Dr. Wendelin Wichtmann
Institut für Dauerhaft Umweltgerechte Entwicklung von
Naturräumen der Erde (DUENE) e.V.,
c/o Institut für Botanik und Landschaftsökologie
Grimmer Strasse 88, 17487 Greifswald
Email: wichtmann@duene-greifswald.de

Fachbetreuerin im BfN:

Dr. Brigitte Schuster
Fachgebiet „II 3.1 Agrar- und Waldbereich“

Die Beiträge der Skripten werden aufgenommen in die Literaturlatenbank „**DNL-online**“ (www.dnl-online.de).

Die BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich.

Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr. 110
53179 Bonn
Telefon: 0228/8491-0
Fax: 0228/8491-9999
URL: www.bfn.de

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter.
Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des Herausgebers übereinstimmen.

Nachdruck, auch in Auszügen, nur mit Genehmigung des BfN.

Druck: BMU-Druckerei

Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-026-2

Bonn – Bad Godesberg 2011

Inhaltsverzeichnis

Ausführliche Zusammenfassung.....	3
1 Rechtliche Grundlagen.....	7
1.1. VN-Klimarahmenkonvention und Kyoto-Protokoll.....	7
1.2. Emissionshandelsrichtlinie	8
1.3. Emissionshandelsgesetz und Projekt-Mechanismen-Gesetz.....	9
1.4. Umweltordnungsrecht und Agrarbeihilferecht	9
2 Instrumente des Klimaschutzes mit Relevanz für die Landnutzung	10
2.1. Emissionshandel	10
2.2. Joint Implementation	10
2.3. Clean Development Mechanism.....	11
2.4. Freiwillige Maßnahmen (nationale Ausgleichsprojekte)	11
2.5. Umweltordnungsrecht und Agrarbeihilferecht	12
3 Grundlegende rechtliche Handlungsoptionen.....	12
4 Allgemeine Bedeutung der landwirtschaftlichen Landnutzung für THG	14
5 Beiträge und Potenziale relevanter Landnutzungsformen zur Reduktion von Emissionen	16
5.1. Tierhaltung und THG.....	16
5.2. Düngung und THG.....	21
6 Zusammenhang von Klimaschutzmaßnahmen und Förderung der Biodiversität	24
7 Handlungsoptionen und relevante Maßnahmen.....	26
7.1. Moorschutz, landwirtschaftliche Nutzung von Mooren	27
7.2. Grünland	33
7.3. Ökologischer Landbau und THG	34
7.4. Grundsätzliche Überlegungen.....	36
8 Emissionshandel und Landnutzung	39
9 Ausgleichsprojekte und Landnutzung	42
10 Rechtliche Anforderungen an die Ausgestaltung.....	44
10.1. Einbeziehung von Tätigkeiten der Landnutzung in Anlagen in den Emissionshandel... 44	
10.2. Nationale Ausgleichsprojekte	47
10.3. Naturschutz- und planungsrechtliche Rahmenbedingungen	51
11 Umweltordnungs- und agrarbeihilferechtliche Ansätze	53
11.1. Umweltordnungsrecht (gute fachliche Praxis).....	53
11.2. Agrarbeihilferecht	55
12 Literatur	57

Möglichkeiten und zukünftige Erfordernisse einer Einbeziehung von Landnutzung in den Emissionshandel unter Berücksichtigung der Beziehungen zur Biodiversität

Ausführliche Zusammenfassung

Die Landwirtschaft trägt zur Emission von klimarelevanten Gasen bei, und es sind die Hauptpfade bekannt. Unklarheit herrscht dennoch über einige Prozesse bei den Gasfreisetzungen, den diesbezüglichen Raten und deren Steuerbarkeit. Zurzeit sind in Deutschland keine rechtlichen oder politisch-ökonomische Instrumente wirksam, die die Emissionen des Agrarsektors begrenzen. Grundsätzliche Schwierigkeiten ergeben sich daraus, dass die landwirtschaftlichen Emissionen aus diffusen Quellen stammen, sehr variabel sind und somit der Aufwand zur Bestimmung und zur Kontrolle der freigesetzten Treibhausgase sehr umfangreich wäre. Zum Teil ist auch noch die Entwicklung von entsprechenden Methoden notwendig. Zu berücksichtigen ist ebenfalls die insgesamt große Zahl (fast 400.000) der landwirtschaftlichen Betriebe¹. Für eine Einbeziehung der Landwirtschaft in Instrumente des Klimaschutzes sind insbesondere folgende landwirtschaftliche Aktivitäten zu berücksichtigen:

- *Landwirtschaftliche Nutzung von Moorböden*, insbesondere die Acker- und Grünlandnutzung mit Absenkung des Grundwasserstandes. Hier besteht langfristig großes Treibhausgas(THG)-Emissions-Minderungspotenzial (bes. CO₂) durch Wiedervernässung. Anfängliche Zunahmen der Methanentbindung nach der Wiedervernässung sind zugunsten der langfristigen Entlastungswirkungen zu akzeptieren. Diese Maßnahmen stehen - bedingt durch günstige Wirkungen auf die Biotop- und Artenausstattung wiedervernässter Moore - in Übereinstimmung mit den Zielen der Förderung der Biodiversität. Auch sind Nutzungsmöglichkeiten wiedervernässter Moore, die in hohem Maße den Kriterien der Nachhaltigkeit entsprechen, so weit entwickelt, dass sie großflächig umsetzbar sind.
- *Die Tierproduktion*, insbesondere von Rindern, trägt erheblich zur Emission von Methan bei. Maßnahmen der Minderung umfassen die gesamte Produktionskette, sie können mit Zielen der Förderung der Biodiversität nur teilweise in Verbindung gebracht werden. Wichtig erscheint der Zusammenhang zur Grünlandnutzung. Produktionsverfahren, die Grünlandnutzung einschließen, heben sich durchweg positiv hinsichtlich der THG-Emissionen heraus. Der Erhalt von Grünland als Ökosystemtyp mit hoher Biodiversität ist

¹ Dagegen sind z. Zt. (2009) in Deutschland lediglich 1850 Betriebe am ETS (Emission Trading System) beteiligt, die aber insgesamt ca. 4 mal mehr THG emittieren als die deutsche Landwirtschaft (Osterburg 2009)

allerdings nur bis zu einer gewissen oberen Grenze des Viehbesatzes pro Flächeneinheit zu gewährleisten. Zudem sinkt die Bereitschaft der Landwirte, bei steigenden Tierleistungen die Futterbereitstellung über Grünlandaufwüchse zu gewährleisten. Hier sollten entsprechende Instrumente zur Förderung der Grünlandnutzung entwickelt werden. Für eine Vielzahl von Komponenten der Tierproduktion (Futtererzeugung, Fütterung, Haltung, Abfallmanagement etc.) bietet sich die Entwicklung von Regeln guter fachlicher Praxis in Verbindung zum Klimaschutz, kombiniert mit dem Umwelt- und Naturschutz an.

- Die *Umwandlung von Grünland in Ackerland* ist mit erheblichen CO₂ Emissionen verbunden und vernichtet typische, oft artenreiche und wertvolle Biotope. Der Schutz des vorhandenen Grünlandes, und auch die Umwandlung von Acker in Grünland dient sowohl dem Klimaschutz als auch der Biodiversität in vollem Umfang. Die Erweiterung und rechtswirksame Umsetzung von Umbruchsverboten kann ein wichtiges THG-Entlastungsziel werden.
- *Stickstoffdüngung* kann die Atmosphäre belasten (u.a. durch NO₂- und NH₄-Emissionen). Neuere Forschungsergebnisse zeigen hohe Freisetzungsraten für NO₂ bei regulärer N-Düngung. Hier fehlen noch weitere Erkenntnisse, um die Handlungsmöglichkeiten der Landwirtschaft in Regeln der guten fachlichen Praxis in Beziehung zum Klimaschutz konkret zu formulieren und damit umsetzbar zu machen. Dabei sind sowohl die standörtlichen Gegebenheiten (Böden, Klima etc.) einzubeziehen als auch die Zeiträume der Anwendungen. Entsprechende Maßnahmen, die die N-Düngung und deren THG-Wirkungen regulierend beeinflussen, können auch Ziele der Biodiversitätsförderung unterstützen, z.B. die Eutrophierung von Ökosystemen durch Eintrag von Düngern aus landwirtschaftlichen Flächen verringern. Auch der atmosphärische Eintragspfad in benachbarte bzw. entfernte Ökosysteme wird mengenmäßig gemindert bei geringerer N-Emission aus der Düngung.
- Die Erhöhung von *organisch gebundenem Kohlenstoff in Böden* durch geeignete Humuswirtschaft kann für einige Standorte eine Verbesserung der Habitateigenschaften für an Böden gebundene Organismen bewirken. Zudem sind positive Wirkungen auf Nährstoffversorgung, Wasserspeicherung und Konkurrenz- oder Schadorganismen - und damit auf die produktionsökologischen Anbaubedingungen und deren klimawirksame Umsetzung in Produktionssystemen - möglich. Als dauerhafte Kohlenstoffsенke kann die organische Bodensubstanz aufgrund der jederzeit reversiblen Kohlenstoffakkumulation jedoch nicht betrachtet werden, allerdings als temporärer Entlastungsmechanismus. Signifikante Erhöhungen der organischen Bodensubstanz sind aufgrund der hohen Dynamik der in Fließ-

gleichgewichtigen stattfindenden Prozesse um den org. Kohlenstoff erst nach vielen Dekaden, teilweise erst nach 100 Jahren zu erreichen. Deutliche und dauerhafte Erhöhungen der organischen Kohlenstoffmengen in Ackerböden sind nur zu erreichen bei Nutzungswandel vom Acker zu Grünland oder zu Wald – dann aber auch kurzfristig.

- Eine nicht unerhebliche Aufgabe geht dahin, nach Ausschöpfung der Möglichkeiten des Klimaschutzes bei der Landnutzung durch direkte oder indirekte Einbeziehung in den Emissionshandel auch an eine *Anreicherung der Regeln der guten fachlichen Praxis* aus Sicht des Klimaschutzes zu denken. Solche mit Synergiewirkungen für den biotop- und Artenschutz würden dabei die Ansprüche einer Biodiversitätsförderung besonders prominent wirksam werden lassen. Neue Regelungen dieser Art dürften jedoch auf erhebliche politische Widerstände treffen. Die eindeutig vorhandene wissenschaftliche Unsicherheit über den Beitrag einer landwirtschaftlichen Tätigkeit an der Erzeugung von klimaschädlichen THG kann der Staat bei staatlichen Regelungen durch Anwendung des Vorsorgeprinzips berücksichtigen.

Die rechtlichen Rahmenbedingungen und verfügbaren Instrumente erlauben gegenwärtig eine direkte oder indirekte Einbeziehung der Landnutzung, insbesondere der Landwirtschaft, in den Emissionshandel nur in begrenztem Umfang.

- Eine *Ausweitung des Emissionshandels* nach Art. 25 der EU-Richtlinie 2009/29/EG kommt gegenwärtig nur insoweit in Betracht, als landwirtschaftliche Tätigkeiten in Anlagen (Definition s. Fußnote 6) betrieben werden (Intensivtierhaltung). Es muss daher im Wesentlichen auf freiwillige nationale *Ausgleichsprojekte* nach Art. 24a der Richtlinie zurückgegriffen werden. Diese erfassen wohl nicht nur Emissionen aus (nicht anlagenbezogene) Quellen, sondern auch Senken; jedoch ist letzteres rechtlich zweifelhaft.

Durch Anpassung von EU-Recht wie nationalem Recht sollten die rechtlichen Rahmenbedingungen und verfügbaren Instrumente beim Klimaschutz im Bereich der Landnutzung verbessert werden. Dies gilt sowohl für den EU-Emissionshandel und nationale Ausgleichsprojekte als auch für alternative Instrumente im Bereich des Umweltordnungsrechts und des Beihilferechts.

- Eine *Ausweitung des EU-Emissionshandels* sollte auch bei nicht anlagenbezogenen Tätigkeiten möglich sein.

- Art. 24a der EU-Richtlinie sollte dahingehend klargestellt werden, dass auch nationale *Senkenprojekte* zulässig sind und die EU-Kommission sollte unabhängig von nationalen Projektanträgen alsbald Durchführungsregelungen zu dieser Vorschrift erlassen.
- Die Regeln der *guten fachlichen Praxis*, alternativ die anderweitigen Verpflichtungen (Cross Compliance) im Rahmen der EU-Agrarbeihilfen, sollten verstärkt Belange des Klimaschutzes und damit verbunden des Biodiversitätsschutzes berücksichtigen, soweit die wissenschaftlichen Erkenntnisse dies zulassen. Dabei kann an das Vorsorgeprinzip angeknüpft werden.
- Über die Cross Compliance hinaus sollte auch die Förderung von *Agrarumweltmaßnahmen* nach der ELER-Verordnung² verstärkt am Klimaschutz ausgerichtet werden.

² Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER), Verordnung (EG) Nr. 1698/2005 des Rates vom 20. September 2005, , geändert durch Verordnung (EG) Nr. 74/2009.

1 Rechtliche Grundlagen

1.1. Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen(VN) und Kyoto-Protokoll

Oberstes Ziel der VN-Klimarahmenkonvention ist es, die Konzentration von Treibhausgasen (THG) in der Atmosphäre auf einem Niveau zu stabilisieren, auf dem eine gefährliche anthropogene Beeinträchtigung des Klimasystems verhindert wird. Nach der Klimarahmenkonvention (FCCC Art. 4 Abs. 2 Buchst. a) können und sollen die Verpflichtungen der Industriestaaten (Annex I-Staaten) zur Abschwächung der anthropogenen Klimaänderungen nicht nur durch Minderung der Emissionen von THG aus Quellen, sondern grundsätzlich auch durch Schutz und Erweiterung der Senken von THG erfüllt werden. Dementsprechend sind die Berichtspflichten und die Aussagen zur Methodik der Erfassung ausgestaltet (FCCC Art. 4 Abs. 2 Buchst. b und c). In Bezug auf Senken werden allerdings schon die methodischen Probleme der Ermittlung der tatsächlichen Kapazität von Senken angesprochen.

Nach dem Kyoto-Protokoll (KP Art. 2 Abs. 1 Buchst. a, ii, iii, Art. 3 Abs. 3 u. 4) können die für die Industriestaaten festgelegten quantifizierten Emissionsminderungspflichten (Annex B) sowohl durch die Minderung der THG-Emissionen aus Quellen als auch durch deren Abbau durch Schutz und Stärkung von Senken erfüllt werden. Das Protokoll nennt in diesem Zusammenhang ausdrücklich die Förderung nachhaltiger Waldbewirtschaftungsmethoden, die Aufforstung, die Wiederaufforstung und die Förderung nachhaltiger landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsmethoden. Bei der Erfüllung der quantifizierten Emissionsminderungspflichten durch Nettoerduzierung der Emissionen gelten Emissionsbegrenzungen und der Abbau von Emissionen in Senken – allerdings mit gewissen Einschränkungen – als gleichberechtigt. Zunächst wird die Anerkennung von Senken durch Aufforstung und Wiederaufforstung und deren Beeinträchtigung durch Entwaldung beschränkt auf Aktivitäten die nach 1990 stattgefunden haben – d.h. als Senke gelten nur die aufgeforsteten Flächen, die in 1990 nicht bewaldet waren und als Quelle nur die entwaldeten Flächen, die in 1990 bewaldet waren (KP Art. 3 Abs. 3). Regelungen zur Anrechnung von land- sowie weiteren forstwirtschaftlichen Praktiken wurden auf ein späteres Datum verschoben (KP Art 3. Abs. 4). Die Modalitäten und Regelungen wurden auf der ersten Vertragsstaatenkonferenz (die zugleich als Tagung der Vertragsstaaten des Kyoto-Protokolls fungiert (COP/MOP 1) in Montreal 2005 verabschiedet (Decision 16 COP/MOP.1).

Auch bei den im Kyoto-Protokoll (Art. 6 und 12) vorgesehenen flexiblen Mechanismen „Joint Implementation“ (JI) zwischen Annex-I-Staaten und „Clean Development Mechanism“ (CDM) zwischen Entwicklungsstaaten und Annex-I-Staaten sind Emissionsbegrenzungen und der Abbau von THG-Emissionen durch Senken grundsätzlich gleichberechtigt. Die jeweiligen

Projekte können der Minderung von anthropogenen Emissionen aus Quellen oder der Stärkung von Senken dienen. Es sollen allerdings wiederum erst noch nähere Anforderungen hinsichtlich der Zusätzlichkeit, der Erfüllung von Berichtspflichten und der Ergänzungsfunktion der flexiblen Instrumente gestellt werden.

Durch die Beschlüsse der 7. Vertragsstaatenkonferenz in Marrakesch von 2001 und der 9. Vertragsstaatenkonferenz in Mailand von 2003 sind entsprechend den Maßgaben des Kyoto-Protokolls (insbesondere Art. 3 Abs. 4) Begrenzungen eingeführt worden, die die Zusätzlichkeit der Zurückhaltung von THG durch Senken gewährleisten und darüber hinaus für JI und CDM deren bloße Ergänzungsfunktion sicherstellen sollen.

Für nationale Maßnahmen gilt hinsichtlich des Ausgleichs von (Netto-)Emissionen aus Entwaldung/Wiederaufforstung durch Maßnahmen der Forstbewirtschaftung eine Begrenzung auf 9 Megatonnen pro Jahr, im Fall des Einsatzes von JI für Deutschland eine Begrenzung von 1,24 Megatonnen pro Jahr (Decision 16 COP/MOP.1). Im Übrigen, insbesondere hinsichtlich Landnutzung, Aufforstung und Wiederaufforstung, bestehen insoweit keine quantitativen Begrenzungen.

1.2. Emissionshandelsrichtlinie

Die EU Emissionshandelsrichtlinie (RL 2003/87/EG, novelliert durch RL 2009/29/EG) hat die völkerrechtlichen Vorgaben (s. oben) nur in begrenztem Umfang aufgenommen. Bei der Erfüllung der Reduzierungspflichten der alten EU-Mitgliedstaaten, die sich im Rahmen der „EU-Bubble“ nach der Lastenverteilungsvereinbarung von 1998³ bestimmt, gibt es keinerlei über die völkerrechtlichen Vereinbarungen hinausgehenden Einschränkungen für die Berücksichtigung von nationalen Senken für THG-Emissionen. Sie gehen in die Emissionsbilanz ein.⁴ (Entsprechendes gilt auch für die neue Entscheidung über gemeinsame Anstrengungen im Klimaschutz von 2009⁵). Die Richtlinie hat sich aber im Emissionshandelssektor zunächst ganz auf die Minderung der Emissionen aus Quellen (Anlagen⁶) konzentriert. Eine Möglich-

³ EU Ratsdokument 9702/98 vom 16./17.6.1998. Die förmliche Entscheidung erging anlässlich der Genehmigung des Kyoto-Protokolls im Jahre 2002, Entscheidung 2002/358/EG.

⁴ Art. 3 der Entscheidung 2002/358/EG in Verbindung mit Art. 3 der Entscheidung 280/2004/EG über ein System zur Überwachung der Treibhausgasemissionen in der Gemeinschaft und zur Umsetzung des Kyoto-Protokolls.

⁵ Art. 9 der Entscheidung 406/2009/EG.

⁶ Nach Art. 2 Nr. 3 der Richtlinie 2008/1/EG (früher RL 96/61/EG – IVU-Richtlinie) ist eine Anlage „eine ortsfeste technische Einheit, in der eine oder mehrere der in Anhang I genannten Tätigkeiten sowie andere unmittelbar damit verbundene Tätigkeiten durchgeführt werden, die mit den an diesem Standort durchgeführten Tätigkeiten in einem technischen Zusammenhang stehen und die Auswirkungen auf die Emissionen und die Umweltverschmutzung haben können“

keit, Emissionsberechtigungen durch nationale Senkenprojekte zu erwerben, sieht die Richtlinie in ihrer alten Fassung nicht vor. Dieser Linie ist die EU auch nach den Beschlüssen von Marrakesch und Mailand gefolgt. Die Verknüpfungsrichtlinie (RL 2004/101/EG), die die Nutzung von Emissionsreduzierungseinheiten (ERU) aus JI und zertifizierten Emissionsreduktionen (CER) aus CDM im Rahmen des Emissionshandels zulässt, schließt die völkerrechtlich an sich zulässige Anerkennung von Gutschriften aus Senkenprojekten für Zwecke des EU-Emissionshandels ausdrücklich aus (Einfügung von Art. 11a Abs. 3 Buchst. b in die RL 2003/87/EG).⁷ Erst mit der Reform des EU-Emissionshandels durch die Richtlinie 2009/29/EG (Art. 24 und 24a neuer Fassung) sind hier neue Weichenstellungen erfolgt. Die Reform eröffnet Möglichkeiten für eine Ausweitung des Emissionshandels auf bisher nicht erfasste Tätigkeiten bzw. die Vergabe von Projektgutschriften und möglicherweise auch für die Anerkennung von Senkenprojekten, die insbesondere auch für die Landnutzung von Bedeutung sind.

1.3. Emissionshandelsgesetz und Projekt-Mechanismen-Gesetz

Die deutsche Umsetzung durch das Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz und das Projekt-Mechanismen-Gesetz folgt den EG-rechtlichen Vorgaben. Insbesondere schließt das Projekt-Mechanismen-Gesetz durch eine entsprechende Definition der Emissionsminderung (Pro-MechG § 2 Nr. 5) die Berücksichtigung von Senkenprojekten in den Bereichen Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft aus. Dagegen sind im Hinblick auf die Bezugnahme auf Art. 6 und 12 des Kyoto-Protokolls quellenbezogene Projekte nicht ausgeschlossen. Eine Anpassung an die neue Emissionshandelsrichtlinie steht noch aus.

1.4. Umweltordnungsrecht und Agrarbeihilferecht

Schließlich sind das Bundesnaturschutzgesetz (§ 5 Abs. 2 BNatSchG in der ab 1. März 2010 geltenden Fassung), das Bundesbodenschutzgesetz (§ 17 BBodSchG) und die Düngeverordnung sowie Regelungen des Rechts der Agrarsubventionen nach der EG-Verordnung Nr. 73/2009 (Direktzahlungen-Verordnung), der EG-Verordnung Nr. 1698/2005, geändert durch

⁷ Es ist unklar, ob damit nur Senkenprojekte oder aber, wie es der Wortlaut der Regelung nahe legt, alle JI- und CDM-Projekte in den Bereichen Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft ausgeschlossen sein sollen.

die EG-Verordnung Nr. 74/2009 (ELER-Verordnung⁸), und der deutschen Umsetzung durch das Direktzahlungen-Verpflichtungen-Gesetz und die Direktzahlungen-Verpflichtungen-Verordnung in Betracht zu ziehen. Gegenwärtig ist allerdings die klimapolitische Relevanz dieser Regelungen gering.

2 Instrumente des Klimaschutzes mit Relevanz für die Landnutzung

2.1. Emissionshandel

Der Emissionshandel dient der effizienten Reduzierung von THG-Emissionen aus bestimmten Quellen.

Der Emissionshandel beschränkt sich bisher auf die in Anhang I zur EU-Emissionshandelsrichtlinie aufgeführten Industrieanlagen sowie die Luftfahrt. Artikel 24 der EU-Emissionshandelsrichtlinie ermächtigt die Mitgliedstaaten, nicht im Anhang I der Richtlinie aufgeführte Kombinationen von Tätigkeiten und Treibhausgasen, die Quellen solcher Gase sind, in den Emissionshandel einzubeziehen. Der – in der EU-Richtlinie nicht definierte – Begriff der Tätigkeit ist nach seinem Wortlaut nicht auf Tätigkeiten in Anlagen beschränkt. Jedoch knüpfen sämtliche Folgeregelungen der Richtlinie für neu einbezogene Tätigkeiten an den Anlagenbegriff an. Es besteht daher gegenwärtig nur die rechtliche Möglichkeit, bestimmte Maßnahmen der Bodennutzung durch eine nationale Regelung in den Emissionshandel einzubeziehen, wenn es sich um Tätigkeiten im Rahmen von Anlagen handelt.

2.2. Joint Implementation

Joint Implementation (JI) bezeichnet Projekte zur Emissionsminderung zwischen Industriestaaten.

Die neue EU-Emissionshandelsrichtlinie (RL 2009/29/EG) sieht vor, dass die im Zeitraum zwischen 2008 bis 2012 bereits gestattete Nutzung von Gutschriften aus JI (ERU) bis 2012 weiterhin zulässig ist, und enthält Regelungen über deren Übertragung auf den Zeitraum bis 2020. Alternativ ermöglicht sie die Nutzung von neuen ERU (die vor 2013 generiert wurden) zwischen 2008 und 2020 bis zu einem bestimmten Prozentsatz der Zuteilungen von Emissi-

⁸ Verordnung (EG) Nr. 1698/2005 des Rates vom 20. September 2005 zur Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER), geändert durch Verordnung (EG) Nr. 74/2009,

onsberechtigungen im Zeitraum zwischen 2008 bis 2012. Die Quoten im Einzelnen sind durch die EU-Kommission festzulegen (neuer Art. 11a Abs. 8). Aus der Anknüpfung an die bisher gestattete Nutzung und der Fortgeltung des Art. 11a Abs. 3 der EU-Verknüpfungs-Richtlinie (RL 2003/87/EG, geändert durch RL 2004/101/EG) bis 2012 folgt, dass Gutschriften aus Senkenprojekten bis 2012 weiterhin unzulässig sind. Für die Nutzung danach kann die EU-Kommission Beschränkungen erlassen, auch soweit es sich um übertragene Gutschriften handelt (Art. 11a Abs. 9). Nach Genehmigung eines neuen Klimaschutzabkommen können ggf. weitergehende Möglichkeiten der Nutzung von Gutschriften eingeräumt werden (neuer Art. 28 Abs. 3 und 4).

2.3. Clean Development Mechanism

Clean Development Mechanism (CDM) bezeichnet Projekte zur Emissionsminderung in Entwicklungsländern, die von Industriestaaten finanziert und als Emissionsminderung im Rahmen des Kyoto-Protokolls abgerechnet werden können.

Hinsichtlich der Regelung der Nutzung von CER nach der neuen Emissionshandelsrichtlinie gelten die Ausführungen zu Joint Implementation entsprechend.

2.4. Freiwillige Maßnahmen (nationale Ausgleichsprojekte)

Art. 24a der neuen EU-Emissionshandelsrichtlinie ermöglicht auch die Vergabe von Zertifikaten oder Gutschriften durch einen EU-Mitgliedstaat in Bezug auf Projekte, die von diesem verwaltet werden und Minderungen von THG-Emissionen bewirken, die nicht vom EU-Gemeinschaftssystem erfasst werden. Die Regelung betrifft nationale Ausgleichsprojekte, die zu JI und CDM hinzutreten.

Die EU-Regelung betrifft zunächst Emissionen aus Quellen, und dabei Tätigkeiten, die nicht in Anlagen ausgeübt werden. Es ist zweifelhaft, ob auch die Stärkung des Abbaus von Emissionen durch Senken Gegenstand eines Projekts nach Art. 24a der neuen EU-Emissionshandelsrichtlinie sein kann. Für die Beschränkung auf Quellen spricht, dass die Regelung an die Minderung von Emissionen anknüpft. Bei JI und CDM umfasst der Projektbegriff jedoch grundsätzlich auch Senken und die Terminologie der Gutschriften (ERU und CER) bezeichnet außerdem die Vermeidung von THG-Emissionen als Emissionsminderungen. Angesichts fehlender Bezugnahme auf THG aus „Tätigkeiten“ kann man daher auch die Verstär-

kung der Vermeidung von THG-Emissionen durch Projekte als Maßnahme der Minderung solcher Emissionen sehen.

2.5. Umweltordnungsrecht und Agrarbeihilferecht

Als Alternative zur direkten Einbeziehung der Landwirtschaft in den Emissionshandel oder zu deren indirekter Einbeziehung über Ausgleichsprojekte kommen auch ordnungsrechtliche Regelungen oder ähnlich wie Ordnungsrecht wirkende Beschränkungen der Vergabe von Agrarbeihilfen in Betracht. Dabei geht es einmal um Anforderungen der „guten fachlichen Praxis“ im Bereich des Bundesnaturschutzgesetzes, des Bundesbodenschutzgesetzes und der Düngeverordnung. Zum anderen kann an die Einhaltung der „anderweitigen Verpflichtungen“ („*Cross Compliance*“) im Rahmen der Gewährung von Beihilfen nach der Direktzahlungen-Verordnung und der ELER-Verordnung der EU sowie der deutschen Umsetzung durch die Direktzahlungen-Verpflichtungen-Verordnung angeknüpft werden. Daneben kommt auch die direkte Förderung als Agrarumweltmaßnahme nach der ELER-Verordnung in Betracht. Obwohl bisher Klimaschutzanforderungen bei der Förderung nach den beiden Regelungen praktisch keine Rolle spielen, ließen sich sowohl die *Cross Compliance* als auch die Agrarumweltmaßnahmen künftig so ausgestalten, dass der Klimaschutz stärker berücksichtigt wird. Dabei handelt es sich um eine wichtige Option für eine künftige Ausrichtung der Landwirtschaft an den Erfordernissen des Klimaschutzes.

3 Grundlegende rechtliche Handlungsoptionen

Für die Berücksichtigung des Klimaschutzes im Bereich der Landnutzung kommt als Ansatzpunkt sowohl eine direkte Ausweitung des Emissionshandels nach Art. 24 der neuen EU-Emissionshandelsrichtlinie als auch – als indirekte Methode der Verknüpfung mit dem EU-Emissionshandel – die Durchführung von Projekten nach Art. 24a dieser Richtlinie in Betracht. Beide Optionen beruhen auf grundsätzlich unterschiedlichen rechtlichen Wirkungsmechanismen. Zum einen geht es um die Minderung von THG-Emissionen aus Quellen⁹ (Tätigkeiten) aufgrund einer Begrenzung der insgesamt zulässigen Emissionen, der Verteilung der sich daraus ergebenden Emissionsberechtigungen und des Handels mit ihnen („*cap and trade*“). Zum anderen werden im Rahmen von Projekten Emissionen reduziert und entsprechende Emissionsberechtigungen generiert, die am Handel teilnehmen („*credit and trade*“). Als

⁹ In der Richtlinie werden, wie noch dargelegt wird, als Quellen nur Anlagen berücksichtigt, dadurch fällt z.B. die Wiedervernässung von Mooren zur Minderung von THG-Emissionen nicht darunter.

Projektmaßnahmen kommen Minderungen von Emissionen aus Quellen in Betracht, möglich ist aber auch, an den Abbau und damit die Verringerung solcher Emissionen durch die Stärkung von Senken anzuknüpfen. Die Folge einer Ausweitung des Emissionshandels wäre die – wohl nur flächendeckend einzuführende – Verpflichtung, bestimmte Arten von klimaschädlichen Landnutzungen nur durchzuführen, wenn und soweit der Betreiber über entsprechende Emissionsrechte verfügt. Dagegen könnten Projekte, die der Minderung der THG-Emissionen aus bestimmten Quellen oder durch Stärkung von Senken dienen, auf freiwilliger Grundlage durchgeführt werden. Denkbar wäre allerdings auch, bestimmte Betreiber zur Durchführung solcher Projekte zu verpflichten, sofern hierfür entsprechende Rechtsgrundlagen geschaffen werden.

Art. 24 der neuen EU-Emissionshandelsrichtlinie ermächtigt die Mitgliedstaaten, nicht in deren Anhang I aufgeführte Tätigkeiten und Treibhausgase in den Emissionshandel einzubeziehen. Dazu könnten auch klimaschädliche Tätigkeiten im Bereich der Landnutzung gehören. Art. 24a der Richtlinie ermöglicht ergänzend die Vergabe von Zertifikaten oder Gutschriften durch einen Mitgliedstaat oder die EU in Bezug auf nationale Projekte, die Minderungen von THG bewirken, welche nicht vom Emissionshandelssystem erfasst sind. Es ist allerdings sehr zweifelhaft, ob es sich dabei ebenfalls um Emissionen aus Quellen handeln muss oder ob auch die Stärkung des Abbaus von Emissionen durch Senken Gegenstand eines Projekts nach Art. 24a der Richtlinie sein kann.

Aufgrund des in der Richtlinie festgelegten Vorrangs des anlagenbezogenen Ansatzes muss stets zunächst entschieden werden, ob es nicht möglich ist, auch im Bereich der Landnutzung eine Tätigkeit zu identifizieren, die mit (fortlaufenden) THG-Emissionen verbunden ist, und diese der Emissionshandelspflicht zu unterwerfen. Erst wenn eine Ausweitung der Emissionshandelspflicht ausgeschlossen oder nicht praktikabel ist, kann auf das alternative Instrument des freiwilligen Ausgleichsprojekts, das der Emissionsminderung dient, zurückgegriffen werden. Ggf. kann dabei auch an die Senkenfunktion angeknüpft werden und es können Senkenprojekte durchgeführt werden.

Keine besondere Bedeutung für die zukünftige klimafreundliche Ausgestaltung der Landnutzung haben aus europäischer Sicht in nächster Zeit die *Joint Implementation* und der *Clean Development Mechanism*. Dies hängt insbesondere damit zusammen, dass die diesbezüglichen Regelungen des Kyoto-Protokolls auslaufen. Die Emissionshandelsrichtlinie sieht daher nunmehr vor, dass die im Zeitraum zwischen 2008 bis 2012 bereits gestattete Nutzung von Gutschriften aus JI (ERU) und CDM (CER) bis 2012 weiterhin zulässig ist, und enthält Rege-

lungen über deren Übertragung auch auf den Zeitraum bis 2020. Alternativ ermöglicht die Richtlinie die Nutzung von neuen ERU und CER (die vor 2013 generiert wurden) zwischen 2008 und 2020 bis zu einem bestimmten Prozentsatz der Zuteilungen von Emissionsberechtigungen im Zeitraum zwischen 2008 bis 2012. Für neue Marktteilnehmer gilt eine niedrigere Nutzungsquote. Die Quoten im Einzelnen sind zur Gewährleistung der Ergänzungsfunktion des JI und CDM durch die Kommission festzulegen (neuer Art. 11a Abs. 8). Aus der Anknüpfung an die bisher gestattete Nutzung sowie aufgrund der Fortgeltung des neuen Art. 11a Abs. 3 der Verknüpfungsrichtlinie bis 2012 (Art. 3 der Richtlinie 2009/87/EG) folgt, dass Gutschriften aus Senkenprojekten bis 2012 weiterhin unzulässig sind. Für die Nutzung danach kann die Kommission Beschränkungen erlassen, auch soweit es sich um übertragene Gutschriften handelt (Art. 11a Abs. 9). Nach Genehmigung eines neuen Klimaschutzabkommens können ggf. weitergehende Möglichkeiten der Nutzung von Gutschriften eingeräumt werden (Art. 28 Abs. 3 und 4). Insbesondere das JI könnte dann ggf. in Europa im Bereich der Landnutzung eingesetzt werden. Aus deutscher Sicht wäre allerdings gegenüber rein nationalen Projekten ein wirklicher Vorteil nicht ersichtlich, da stets mit einem ausländischen Partner kooperiert werden müsste.

4 Allgemeine Bedeutung der landwirtschaftlichen Landnutzung für THG

Die deutsche Landwirtschaft emittierte 2005 ca. 111,6 Millionen t CO₂-äq. Sie trägt damit ca. 14% zu den gesamten Treibhausgasemissionen in Deutschland bei¹⁰. Die Emissionen stammen dabei vornehmlich aus diffusen Quellen, wobei eine Vielzahl von Prozessen beteiligt ist. Die THG-Emissionen aus der Landwirtschaft haben weiterhin oft einen starken Bezug zu den lokalen oder regionalen Umweltbedingungen, wie z.B. den Bodenbedingungen und dem Klima. Selbst das jeweilige Wetter kann erheblichen Einfluss auf die freigesetzte Menge von THG-Gasen haben, wie z.B. bei Lachgasemissionen.

Die Tabelle 1 fasst die wichtigsten landwirtschaftlichen THG-Quellen zusammen. Mit etwa 42 Mt CO₂-äq treten dabei als bedeutendste Quelle die entwässerten und als Acker- oder Grünland genutzte Moorböden hervor (BMELV 2008). Weiterhin haben die Tierhaltung und die Düngung eine besonders große Bedeutung.

Durch landnutzungsbedingte Prozesse werden verschiedene klimawirksame Gase emittiert, von denen die wichtigsten sind:

¹⁰ Flessa 2009

- Kohlendioxid (CO₂): Anteil der Landwirtschaft an der Gesamtemission in Deutschland unter 10%, Freisetzung v.a. durch die landwirtschaftliche Nutzung von Moorflächen, die Umwandlung von Grünland in Ackerland und den Verbrauch fossiler Energie durch die Produktionsketten insgesamt,
- Methan (CH₄): Anteil der Landwirtschaft an der Gesamtemission über 50%; v. a. durch die Tierproduktion und die Wirtschaftsdünger, und
- Lachgas (N₂O): Anteil der Landwirtschaft an der Gesamtemission über 70%; v. a. durch die Düngung und Austrag aus dem Boden.

Diese drei Gase sind abhängig von den betrachteten Zeiträumen in unterschiedlichem Maße klimarelevant. Bei einem 100-jährigen Betrachtungszeitraum ist die Klimawirkung von Methan 25, die von Lachgas sogar 298 mal stärker als die von Kohlendioxid¹¹.

Die Beziehungen zwischen der Landwirtschaft in Deutschland und dem Klimaschutz sind der Gegenstand mehrerer zusammenfassender Publikationen jüngeren Datums, z.B. Hirschfeld et al. (2008); Osterburg et al. (2009), SRU (2008). Die europäische Ebene wird z.B. dargestellt durch Commission of the European Communities (2009), und in EU-Forschungsprojekten bearbeitet, z.B. PICCMAT¹². Globale Studien sind z.B. Smith et al. (2007) und Smith et al. (2008).

Tabelle 1: THG-Emissionen der Landwirtschaft in Deutschland (2005)

		CO ₂	CH ₄	N ₂ O	Insgesamt
		Mt CO ₂ -äq			
Vorleistungen (siehe Text)					45,3
Landwirtschaft	CRF-Kategorie				111,6
darunter Emissionen aus Moornutzung	4.D, 5.B, ¹³	36,9		5,1	42,0
Direkter Energieverbrauch	1.A4c	6,4	0,03	0,03	6,5
Verdauung	4.A		18,3		18,3
Wirtschaftsdüngermanagement	4.B		5,0	3,0	8,0
Landwirtschaftliche Böden	4.D		-0,6	37,8	37,2
Landnutzung/Landnutzungswandel: Ackerland	5.B	25,0			25,0
Landnutzung/Landnutzungswandel: Grünland	5.C	16,6			16,6

Quelle: verändert übernommen nach BMELV 2008; die verwendeten Faktoren für die Umrechnung von CH₄ und N₂O in CO₂-Äquivalente sind dabei nicht angegeben.

¹¹ IPCC AR4 (2007); daher erfolgt für diese Gase meist eine Umrechnung in CO₂-Äquivalente (CO₂-äq.), wobei die Umrechnungsfaktoren auch neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen angepasst werden

¹² Policy Incentives for Climate Change Mitigation Agricultural Techniques

¹³ Kategoriebezeichnungen aus dem 'Common Reporting Format' der UNFCCC

Hinzu kommen vorgelagerte Bereiche der landwirtschaftlichen Produktion („Vorleistungen“, v.a. Düngerezeugung (16,3 Megatonnen CO_{2-äq}), Futtermittel (13 Mt CO_{2-äq}), Maschinen, Gebäude etc. (13 in Mt CO_{2-äq}), Stromerzeugung (3 in Millionen t CO_{2-äq}) (Osterburg 2009).

5 Beiträge und Potenziale relevanter Landnutzungsformen hinsichtlich der Reduktion von THG-Emissionen

5.1. Tierhaltung und THG

Aus der Tierhaltung werden insbesondere die Treibhausgase CO₂ und CH₄ emittiert. Dabei sind die Methanemissionen besonders relevant, wegen der hohen Klimawirksamkeit dieses Gases. Ca. 40 % der gesamten Methanemission in Deutschland wird durch die Tierhaltung verursacht. Dabei ist fast ausschließlich (zu 92%; UBA 2009¹⁴) die Milch- und Rindfleischproduktion betroffen, da Methan hauptsächlich bei Wiederkäuern entsteht. Die Menge der CH₄ Emissionen aus der Milchproduktion und aus den übrigen Rinderbeständen sind etwa gleich hoch (NIR 2009, S. 336 f.). Wichtig sind auch die Ammoniak-Emissionen (NH₃) aus der Tierhaltung, da ein Teil davon zu Lachgas (NO₂) umgewandelt wird. In der Tabelle 2 sind die Emissionen aus der Tierhaltung für die wichtigsten Treibhausgase angegeben.

Tabelle 2: Methan- und Lachgasemissionen der deutschen Tierproduktion, 2007

Klimagas und Quelle	1.000 t	Mio. t CO ₂ -Äquivalent
CH ₄ aus Tierhaltung Enterische Fermentation (v.a. Pansengärung)	810	20,2 ^{a)}
CH ₄ aus Tierhaltung, Wirtschaftsdünger	260	6,5 ^{a)}
N ₂ O aus Tierhaltung, Wirtschaftsdünger	8	2,4 ^{b)}

Quelle: NIR 2009, verändert. Umrechnungsfaktoren: ^{a)} 25 ^{b)} 298.

Neben den Emissionen durch Exhalation der Tiere bzw. Ausgasungen aus Faeces sind Methanemissionen ebenso bei unsachgerechter Lagerung und Ausbringung von Gülle zu berücksichtigen. Zunehmend sind auch Biogasgülle aus den Biogasfermentern hinzuzurechnen. Insbesondere bei zu früher Entnahme der Fermentersubstrate aus den Fermentern bzw. Ausbringung von nicht vollständig ausgegorenem Substrat sowie unzureichender Einarbeitung in den Boden sind erhebliche Methanemissionen zu erwarten. Daten der über diese Pfade entste-

¹⁴ National Inventory Report (NIR) für die UNFCCC

henden Ausgasungsraten und deren Beeinflussung liegen nur in sehr geringem Umfang mit begrenzter Verallgemeinerbarkeit vor (u.a.: Möller et al. 2006).

Die rechtliche Bewertung von Stoffemissionen aus dem Betrieb von Biogasanlagen weist zudem eine Handlungslücke auf: Die Ausbringung von Biogäsgülle fällt (noch) nicht unter die Auflagen der Düngemittelanwendungsverordnung (s.a.: Kap. 5.2). Die damit in der Regel verbundenen wesentlichen Nährstoffüberschüsse sind durch ihre eutrophierende Wirkungen *onsite* sowie – über atmosphären- und erosions sedimentgebundene Transportpfade – *offsite* deutlich biodiversitätsrelevant insbesondere für botanische Aspekte von Biodiversität.

Der Tabelle 3 ist die Entwicklung der Treibhausgasemissionen in der vergangenen Jahre (1990 bis 2005) zu entnehmen. In allen Quellen ist eine deutliche Abnahme zu erkennen, wobei die CH₄ Emission aus der Fermentation bei der Verdauung am stärksten zurückgegangen ist. Neben der Rinderhaltung (Milch- und Rindfleischproduktion) kommt ein besonderer Stellenwert bei der Emission der Treibhausgase auch der Schweine- (durch Methanemission aus dem Wirtschaftsdüngermanagement) und Geflügelhaltung (durch Lachgasemission) zu.

Tabelle 3: Emissionen von Treibhausgasen aus der Tierhaltung (in 1.000 t)

Klimagas	Quelle	1990	1992	1994	1996	1998	2000	2002	2003	2005
CH ₄	Fermentation bei der Verdauung	1 146,8	990,3	991,2	985,1	943,6	929,2	908,3	900,8	873,4
	Wirtschaftsdünger-Management	280,1	241,6	259,8	259,6	257,7	253,9	250,1	241,1	235,9
N ₂ O	Wirtschaftsdünger-Management	13,2	11,3	9,5	9,6	9,4	9,4	9,3	10,0	9,8
NO	Wirtschaftsdünger-Management	1,8	1,5	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,4	1,3

Quelle: UBA 2007

Tabelle 4: Emissionen an Methan und Lachgas aus der Tierhaltung in Deutschland (in 1.000 t; nach IPCC-Hauptkategorien für Tiere, 2004)

Tierart	CH ₄ (Methan)				N ₂ O (Lachgas)	
	Fermentation bei der Verdauung		Wirtschaftsdünger- management		Wirtschaftsdünger- management	
	1.000 t	Mio. t CO ₂ - Äquivalent	1.000 t	Mio. t CO ₂ - Äquivalent	1.000 t	Mio. t CO ₂ - Äquivalent
Rinder	817,1	17,159	161,7	3,396	5,1	1,581
Schweine	29,8	0,626	73,3	1,539	1,3	0,403
Schafe	21,7	0,456	0,5	0,010	0,1	0,031
Geflügel	n.a.	n.a.	9,6	0,202	1,9	0,589
Sonstige	13,5	0,283	2,9	0,061	0,8	0,248
Insgesamt	882,1	18,524	248,0	5,208	9,2	2,852

Quellen: Dämmgen 2006a, aus von Witzke und Noleppa 2007

Methan ist ein Nebenprodukt der mikrobiellen Vergärung des Futters im Pansen und wird im Gemisch mit anderen Gasen als Ruktus ausgestoßen. Täglich gibt ein Rind etwa 200 l Pansengase ab. Wichtige Einflussfaktoren auf die Menge des Methans ist i) die Lebendmasse (Gewicht) des Tieres, ii) die Leistung und iii) das Futter.

Je leistungsfähiger eine Milchkuh ist, desto mehr Treibhausgase produziert sie zwar als Gesamtmenge pro Jahr (bei 4.000 l Milchleistung: ca. 3.000 kg CO_{2äq}, bei 12.000 l Milchleistung ca. 5.000kg CO_{2äq}). Dies wird durch die höhere Leistung jedoch mehr als kompensiert. Pro Liter Milch sinkt daher die Menge CO_{2eq} bei steigender Leistung, beispielsweise um ca. 40% im Vergleich einer 4.000 l Kuh mit einer 12.000 l Kuh. Da jedoch mit erhöhter Milchleistung pro Kuh auch mit erhöhter Krankheitsanfälligkeit oder vorzeitigem Ausscheiden der Milchkühe zu rechnen ist, sind der Erhöhung der Milchleistung pro Jahr Grenzen gesetzt. Für die Emission klimarelevanter Gase ist sowohl die Milchleistung als auch die Lebensdauer der Milchkuh von entscheidender Bedeutung (Merkmal: ‚Lebensleistung‘). Da der züchterische Fortschritt zu einer ständig steigenden Leistung der Tiere führt, konnten z.B. die Milchviehbestände verkleinert werden, bei konstanter Milchproduktion. Dadurch hat sich eine Verringerung der Methanemissionen aus der Rinderhaltung in den vergangenen Jahren ergeben (s. Tab. 3). Dieser Prozess hat spätestens mit Einführung der Milchquote 1984 (in der BRD)

eingesetzt, die praktisch eine Obergrenze der Gesamtproduktion eingeführt hat. Die Verkleinerung des Gesamtbestandes ist verbunden mit einer Konzentration auf Betriebsebene: die Anzahl der Milchviehbetriebe sinkt, während die durchschnittliche Tierzahl pro Betrieb ansteigt. Diese Prozesse wirken allgemein, unabhängig von der Produktionsweise (z.B. „konventionell“ oder „ökologisch“). In Bezug auf die THG Emissionen sind weitere Auswirkungen der steigenden Leistungsfähigkeit von Bedeutung. Die Tendenz zu höheren Milchleistungen je Milchkuh hat u.a. zur Folge, dass ein immer größerer Teil des Futters in Form von Kraftfutter (v.a. Getreide und Extraktionsschrote) gegeben werden muss, um das Leistungspotenzial zu realisieren. Die Bedeutung des Milchviehfutters auf der traditionellen Basis von Grünland (Weide, Heu) verliert dagegen an Bedeutung, und dementsprechend geht auch die Haltungsform in Richtung ganzjähriger Stallhaltung. Die typische Weidehaltung von Milchvieh gehört der Vergangenheit an. Damit koppelt sich die Rinderhaltung immer stärker ab vom Grünland und wird – so wie es beim Geflügel oder bei Schweinen der Fall ist – standortunabhängig. Die Mutterkuhhaltung und auch die Schafhaltung besitzen allerdings eine enge Bindung an Grünland. Die Mutterkuhhaltung ist dabei mit einem aktuellen Bestand von ca. 730.000 Tieren in Deutschland – aufgrund der Erhaltung von extensiv bewirtschaftetem Grünland - von großer Bedeutung für den Klima- und den Biodiversitätsschutz.

In der Rinderhaltung, die für die THG-Emissionen von allen Tierhaltungsformen am bedeutendsten ist, ist daher auch eine Verlagerung der Produktion in diejenigen Regionen zu erwarten, in denen Kraftfutter produziert wird (z.B. nach Niedersachsen), während die Bedeutung traditioneller Grünlandgebiete (z.B. in Bayern oder Baden-Württemberg) als Milchviehregionen geringer werden wird. Dadurch wird auch der Prozess der Umwandlung von Grünland in Acker unterstützt, der wiederum erhebliche Mengen an Treibhausgasen freisetzt, insbesondere CO₂, welches durch den Abbau der organischen Bodensubstanz verursacht wird. Wenn also durch Leistungssteigerungen in der Rinderhaltung der Flächenumfang der Grünlandnutzung abnimmt und der Grünlandumbruch aber auch die Aufgabe von Grünlandstandorten weiter anhält, sind die Erfolge der Reduktion von THG durch Leistungssteigerung zu hinterfragen.

In Deutschland verhindert der Gesetzgeber derzeit den Umbruch von Grünland in großem Stil. Grundlage dafür ist die Verordnung (EG) Nr. 1782/2003). Wenn sich den Landbesitzern allerdings keine für sie lukrative Flächennutzung für das Grünland erschließt, wird es schwer sein, Grünlandumbruch langfristig zu verhindern. Tatsächlich hat sich die Fläche des Dauergrünlands in Deutschland seit der politischen Vereinigung in Deutschland 1990 bis zum Jahr 2007 um 736.000 ha verringert, allein im Jahr 2006 um 47.300 ha (BMELV 2007, zit. in Rahmann et al. 2008). Diese Abnahme des Grünlandes ist auch aus Gründen des Arten- und Bio-

topschatzes als sehr ungünstig zu bewerten. Diese hier beispielhaft aufgeführten Zusammenhänge zwischen landwirtschaftlichen Produktionsbedingungen und den Produktionsstandorten weisen auf die Notwendigkeit hin, die THG-Emissions-Minderungspotenziale in der Landwirtschaft im Systemzusammenhang zu analysieren und direkte und indirekte Auswirkungen von Minderungs-Maßnahmen zu berücksichtigen bzw. zu erforschen.

Zwar hat sich der Methanausstoß durch die Tierproduktion seit 1990 (dem für das Kyoto-Protokoll ausschlaggebendem Referenzjahr) um ca. 25% verringert (UBA 2006). Das liegt deutlich über dem nationalen Durchschnitt der Treibhausgasreduzierung, der bei ca. 18% liegt (UBA 2006). Die Reduzierung in der Landwirtschaft beruht allerdings auf einem Rückgang der Rinderbestände, insbesondere infolge des Transformationsprozesses in den ostdeutschen Bundesländern, wo sich allein der Milchkuhbestand fast halbiert hat und der Bestand an Mastbullen noch drastischer reduziert wurde (Dämmgen 2006, zit. in von Witzke und Noleppa 2007).

Im Rahmen des Wirtschaftsdüngermanagements ist eine Änderung der Haltungstechnologien in der Rinderproduktion oftmals mit einer Abwägung zwischen der Reduzierung einer speziellen Treibhausgasemission (z.B. Methan) zulasten der anderen Emission (z. B. Lachgas) verbunden. Es gibt für jedes Rinderhaltungsverfahren „bessere“ und „schlechtere“ Lösungen. Besonders attraktiv im Hinblick auf eine Emissionsreduktion schneiden Verfahren ab, die eine Weidekomponente enthalten (von Witzke und Noleppa 2007). Von Witzke und Noleppa begründen dies damit, dass Weideverfahren, also vergleichsweise extensive Haltungsverfahren (in Bezug auf das Wirtschaftsdüngermanagement), eine besonders hohe Klimaschutzwirkung aufweisen¹⁵. Im Zusammenhang mit der biogastechnischen Vergärung ergeben sich die größten Emissionsminderungspotenziale im Wirtschaftsdüngermanagement¹⁶.

Die Methanemissionen aus Milchviehställen sind nur mit erheblichem technischem Aufwand aufzufangen. Anders als bei Schweinen, wo, aus Gründen der Geruchsminderung, in modernen Ställen Lüftungssysteme und Filter obligatorisch sind, ist dies bei Milchvieh nicht der Fall. Im Gegenteil, Hochleistungskühe können praktisch nur bei erheblicher Klimatisierung in geschlossenen Ställen gehalten werden, da sie eine sehr große Wärmeabgabe aufweisen und bereits oberhalb von ca. 20 °C unter Hitzestress leiden und nicht mehr ihr Leistungspotenzial erbringen. Milchviehställe sind daher „offen“ (für den Luftaustausch) konstruiert. Dies macht ein gezieltes Auffangen und Nutzung des Methans sehr schwierig (Schulze et al. 2009).

¹⁵ Methan entsteht kaum, da anaerobes Milieu fehlt; Lachgas entsteht kaum, durch geringe Bestandesdichten, reduzierte Stickstoffdüngung und Vermeidung von Bodenverdichtung

¹⁶ Siehe von Witzke und Noleppa (2007) für weitere Informationen

An der Methanemission aus den Pansenfermentationsvorgängen der Wiederkäuer kann derzeit nur wenig verändert werden, weil Methan durch Mikroorganismen in den Vormägen unter anaeroben Bedingungen bei der Verdauung als Stoffwechselprodukt erzeugt und durch die Tiere „ausgeatmet“ wird. Haltungsvorgänge haben hier nur insofern einen Einfluss, weil die Futtermittelmischungen und die individuelle Leistungsfähigkeit der Tiere den Methanausstoß variieren (Wegener 2006). Cellulose- und hemicellulosehaltige Futtermittel sind auf die mikrobielle Verdauung angewiesen. Mit Abnahme dieser üblichen Pflanzenbestandteile an der Ration und Ersatz durch leicht verdaulichere Futterstoffe (z.B. Stärke, Fette) kann die Methanemission pro Tier - über Ruktus - sinken. Zu dieser Problematik besteht aber ein erheblicher Forschungsbedarf (s. von Witzke und Noleppa 2007):).

5.2. Düngung und THG

Die Düngung von Pflanzenbeständen und Böden ist für die Emission von Treibhausgasen insbesondere hinsichtlich des Lachgases (N_2O) von Bedeutung. Die landwirtschaftliche Düngung wird als eine Hauptquelle der Lachgasemission in Deutschland angesehen (NIR 2009). Danach ist die Stickstoffdüngung mit 3,9 % an der Gesamtemission (in $CO_{2\text{äqu.}}$) von THG in Deutschland eine der wichtigsten THG-Quellen der Landwirtschaft, und dies fast ausschließlich als Lachgas. In einer bilanzierenden Bewertung haben dabei diejenigen Nährstoffmengen, die zwar gedüngt, aber nicht ertragswirksam werden, eine besonders negative Bedeutung (= ‚Überdüngung‘).

Im globalen Maßstab verursacht die Landwirtschaft 84% der gesamten N_2O Emissionen (Smith et al. 2008). Die Regionen Europas mit der höchsten N_2O -Emission sind Großbritannien, das nördliche Belgien, Niederlande, Norddeutschland, Frankreich und Dänemark. Auch hier liegt die Hauptquelle bei der Überdüngung (Schulze et al. 2009).

Verschiedene Faktoren tragen dazu bei, dass die Lachgasemissionen aus der Landwirtschaft stärker in den Fokus der Forschung und der Umweltpolitik geraten sind, wobei einerseits weiterhin wesentliche Forschungslücken bestehen und andererseits eine harmonisierte gesetzliche Regelung fehlt. Die Düngung ist zwar Gegenstand verschiedener Verordnungen, die auch Umweltaspekte berücksichtigen (besonders die Dünge-Verordnung¹⁷), doch ist dies nicht kongruent mit anderen relevanten Regelungen, die kontraproduktive Anreize schaffen, die Nährstoffmengen (und damit auch die THG-Emissionen) in der Landwirtschaft zu erhöhen (z.B.

¹⁷ Dünge-VO - „Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen“; erste Fassung: 1996

Biogasanlagen durch das Erneuerbare Energien Gesetz (EEG). Auch sind nach der Düngerverordnung Stickstoffdüngemengen erlaubt, die auf bestimmten Standorten dazu führen können, dass die Nitratkonzentration im Sickerwasser die Höchstmengen für Trinkwasser (50 mg/l) überschreitet (z.B. Schindler et al. 1999). Die Förderung des Anbaus von Energiepflanzen zur Biogaserzeugung ist nicht an besondere Umweltauflagen gekoppelt, z.B. in Bezug zum Gewässerschutz, hat jedoch ein erhebliches Konfliktpotenzial durch die anfallenden Gärrückstände, die mit Schadstoffen belastet sein können. Insbesondere erwächst ein erhebliches Problem hinsichtlich der Stickstoffzufuhr durch Gärreste dadurch, dass diese nicht in die Bilanzierung auf Betriebsebene, die durch die Düngerverordnung vorgeschrieben ist, eingeht. Dadurch kann die einzuhaltende Höchstmenge von 170 kg N/ha ohne weiteres überschritten werden (Eulenstein et al. 2010).

Lachgas kann sowohl durch die Denitrifikation entstehen, als auch als Nebenprodukt der Nitrifikation von Ammoniak und organischer Substanz. Auch ohne landwirtschaftliche Produktion wird aus Böden Lachgas emittiert, so wird z. B. eine Menge von $1,6 \text{ kg N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf Brachflächen angenommen (Heissenhuber und Zehetmeier 2008). Der Stickstoff aus Stickstoffdüngern wird daher je nach Bodentyp in verschiedener Weise und in verschiedenem Umfang gasförmig freigesetzt, in der Hauptsache als N_2 , aber ein Teil eben auch als N_2O . Quantifizierungen sind methodisch schwierig, man schätzt, dass durchschnittlich ca. 10% des durch Denitrifikation freigesetzten Stickstoffs als N_2O entweicht (Meyer 1992).

Insgesamt ist die Lachgasfreisetzung sehr standort- und regionalspezifisch. Wichtige Variablen sind dabei auch die Sauerstoffversorgung, die Temperatur und der pH-Wert. Grundwassernahe Böden, wie z.B. Gleye und organische Böden (z.B. Niedermoore), setzen fast den gesamten Stickstoff als Gase frei, bei anderen Böden kann man mit ca. $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ rechnen, wobei auch höhere Emissionen auftreten können, besonders dann, wenn nach einer Düngergabe ein starker Niederschlag erfolgt und der Boden das Wasser kurzzeitig staut. Unter diesen Bedingungen können große Mengen Stickstoff gasförmig freigesetzt werden, besonders auf Böden mit hoher biologischer Aktivität. Darüber hinaus wird davon ausgegangen, dass der Anteil des Stickstoffs, der aus Böden emittiert mit dem im Boden verfügbaren – insbesondere mineralischem - Stickstoff ansteigt. Bei hohen Bilanzüberschüssen können deutlich mehr als 10 % des zugefügten Düngerstickstoffs als N_2O emittieren (Smith et al. 2008).

Die Freisetzung von N_2O durch landwirtschaftliche Mineraldünger ist auch abhängig von der Düngerform (s. Meyer 1992). Wenn, z.B. aus Kostengründen, das bisher meist eingesetzte KAS (Kalkammonsalpeter, eine Mischung aus Ammoniumnitrat, NH_4NO_3 , und Calciumcar-

bonat, CaCO_3) ersetzt wird durch Harnstoff-Düngemittel (Urea, $\text{CH}_4\text{N}_2\text{O}$), kann es zu einer erhöhten N_2O -Freisetzung kommen, da Harnstoff mehr Ammoniak entlässt als KAS, welches dann z.T. durch Nitrifikation zu N_2O umgewandelt wird. Hinzu kommt möglicherweise eine zusätzliche CO_2 -Freisetzung aus der Bodenatmung durch Kalkung, die oft als Ausgleichsmaßnahme zum versauernden Effekt der Urea-Gabe durchgeführt wird.

Die in organischen Düngemitteln, wie Stallmist oder Gülle, enthaltene Stickstoffform ist hauptsächlich Ammonium (NH_4), welches vorwiegend durch Oxidation zu Nitrat (NO_3), aber als Nebenprodukt auch zu N_2O umgewandelt wird. Dieser Prozess ist offensichtlich bisher stark unterschätzt worden¹⁸ und hat durch die in den vergangenen Jahren entstandenen landwirtschaftlichen Biogasanlagen eine starke zusätzliche Bedeutung erlangt.

Durch die Dünge-VO (§§ 5, 6) ist eine Bilanzierung der Nährstoffe auf der Ebene des landwirtschaftlichen Betriebes vorgeschrieben. Dadurch sollen Überschüsse quantifizierbar gemacht werden. Damit werden auch Höchstmengen vorgeschrieben. Dies ist eine wesentliche Grundlage für eine bedarfs- und umweltgerechte Düngung. Mit der Dünge-VO (§ 6 Abs. 2) wird die zulässige Überschussmenge im Laufe der Jahre reduziert und darf ab 2009 nicht mehr als $60 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ betragen. Diese Werte werden noch in vielen Anbaugebieten überschritten. Allerdings liegen hier noch beträchtliche Schwierigkeiten und Unklarheiten, die das Erreichen von Umweltzielen erschweren. So sind die Methoden der Bilanzierung nicht einheitlich, jedes Bundesland kann dies einzeln regeln. Weiterhin ist keine flächenspezifische Bilanzierung (also für jede einzelne landwirtschaftliche Nutzfläche) vorgeschrieben, sondern der Betriebsinhaber kann auch lediglich auf Betriebsebene bilanzieren („Hoftorbilanz“). Flächengenaue Bilanzen hätten große Vorteile in Hinblick auf die Identifizierung von Verlustquellen und die Überprüfung von Maßnahmen zur Begrenzung von Emissionen. Sie sind jedoch z. Z. aus datenschutzrechtlichen Gründen nicht vorgesehen und wären nur mit erheblichem Aufwand durchführbar. Ein weiteres gravierendes Problem der bisherigen Bilanzierung sind die sogenannten „unvermeidbaren Verluste“, die in vielen Fällen zu geschönten, im Grunde verfälschten, Bilanzen führen. Als „unvermeidbarer Verlust“ wird von vorneherein ein Teil definiert, der im Weiteren auch nicht in die Bilanz eingeht. Eine Verringerung des in der Nährstoffbilanz tolerierbaren Überschusses kann jedoch ein Instrument zu einer Erhöhung der Energieeffizienz und Verringerung der N_2O -Verluste der Wirtschaftsweise sein (Heissenhuber und Zehetmeier 2008).

¹⁸ siehe z.B. aktuelle Arbeiten von K. Dittert; u.a. http://www.biomassennutzung-sh.de/tp_07_phase_ii_dittert.html

Eine Vereinheitlichung der Nährstoff-Bilanzmethoden, die flächenspezifisch anzuwenden sind und die die gesamten Nährstoffflüsse aufzeigen, wäre ein sehr wichtiger Schritt zur einer klaren, nachvollziehbaren Analyse der Nährstoffverluste und Grundlage von Maßnahmen zur Begrenzung und daher auch als Instrument des Klimaschutzes (DVWK 2004).

Maßnahmen zur Verringerung der Lachgasemissionen sollten sowohl regionsspezifisch (insbesondere für sensitive Regionen) gestaltet werden, unter Verwendung jeweils angemessener Techniken und Methoden, z.B. Düngung nach zeitlich und räumlich differenziertem Bedarf, *Precision Agriculture* (Werner et al. 2003).

6 Beziehungen zwischen Maßnahmen der THG-Emissionsreduktion sowie THG-Festlegung und Förderung der Biodiversität

Die Förderung der Biodiversität in Agrarlandschaften ist ein wichtiges Ziel des Naturschutzes und soll durch verschiedene Instrumente erreicht werden. Hier sind Agrarumweltmaßnahmen, Vertragsnaturschutz (im engeren Sinne) sowie die Cross Compliance im Rahmen der Einkommensbeihilfen zu nennen. Diese Instrumente sind aber offensichtlich nicht wirkungsvoll genug, um den Rückgang der Biodiversität im Agrarraum aufzuhalten oder gar umzukehren.

Verschiedene Maßnahmen, die der THG-Reduktion und THG-Bindung (=’Festlegung’) dienen können, unterstützen auch Ziele des Naturschutzes im Agrarraum. Sie werden hier vorgestellt, einschließlich der Möglichkeiten der gesetzlichen Regelungen (siehe Tabelle 5).

Tabelle 5: Zusammenhänge zwischen landwirtschaftlichen Maßnahmen zur Minderung von THG und Gütern des Natur- und Umweltschutzes, sowie die jeweiligen Regelungsmöglichkeiten

Landwirtschaftliche Maßnahme	THG	Natur, Umwelt, Biodiversität	Regelungsmöglichkeiten
Anlage von naturnahen Strukturen (Hecken, Kleingewässer etc.) in strukturarmen Gebieten, besonders Ackerlandschaften	Festlegung von Kohlenstoff in Gehölzen, in Gewässersedimenten und im Boden	Positiv für Biotopvernetzung, Kleinklima, Wasserhaushalt	Ausgleichsprojekte Agrarumweltmaßnahmen
Wassersparende Verfahren im Ackerbau, z.B. angepasste Bodenbearbeitung, Anbau wasser-effizienter Fruchtarten	Landschaftliche Wirkung über höhere Grundwasserspende: Erhaltung von Feuchtgebieten (die viel C speichern)	Positiv für Erhalt von artenreichen Ökosystemen, Biodiversität, Kleinklima, Grundwasserbildung	Agrarumweltmaßnahmen
Aufforstung von Landwirtschaftsflächen	C-Festlegung in Bäumen und im Boden	Positiv für Arten	Ausgleichsprojekte Agrarumweltmaßnahmen
Nutzungsaufgabe von Marginalstandorten (z.B. Trockenareale, AZ<20) → Sukzession	C-Festlegung in der Vegetation und im Boden	Zerstörung von wertvollen Biotopen	Ausgleichsprojekte Agrarumweltmaßnahmen
Anbau mehrjähriger Kulturen (z.B. Luzerne), mit hohem Anteil unterirdischer Biomasse	C-Festlegung im Boden, auf der Einzelfläche nur temporär, aber auf Ebene der Landschaft Erhöhung durch wechselnde, mosaikartige Verteilung	Erhöhung der Fruchtartenvielfalt, Erosionsschutz	Agrarumweltmaßnahmen
Reduzierte Bodenbearbeitung, insgesamt weniger Einsatz von Geräten	Keine zusätzliche THG-Speicherung, aber Treibstoffersparnis damit weniger THG	Erosionsschutz, Bodenschutz	Gute fachliche Praxis / Cross Compliance Agrarumweltmaßnahmen
<i>No tillage</i> Systeme	Anreicherung von Kohlenstoff in oberste Bodenschichten, Umverlagerung aus Tiefe	Erosionsschutz, Bodenschutz, Agrochemikalien	
<i>Precision Agriculture</i> , d.h. der Heterogenität der Standorte innerhalb eines Ackers angepasste Bewirtschaftung, z.B. Düngung (anstatt nach Durchschnittswerten)	Emissions-Reduktion, z.B. durch exakte Düngergaben nach standörtlichem Bedarf, Minderung von Überschüssen und Ausnutzung des Anbaupotentials	Insgesamt geringere Umweltbelastung	Gute fachliche Praxis / Cross Compliance Agrarumweltmaßnahmen
Förderung der Bindung von Rinderhaltung und Milchproduktion an Grünland	Verhinderung C-Emission (durch Vermeidung Grünlandumbruch), stärkerer Einsatz von wirtschaftseigenem Futter, dadurch weniger Futterimport	Erhalt, Förderung wertvoller Grünlandbiotope (Wiesen, Weiden)	Ausgleichsprojekte Agrarumweltmaßnahmen
Ökologischer Landbau	C-Festlegung durch Feldfutterbau (z.B. Klee gras) (s.o.)	(verschiedene positive Wirkungen auf Arten + Biotope)	Agrarumweltmaßnahmen

Landwirtschaftliche Maßnahme	THG	Natur, Umwelt, Biodiversität	Regelungsmöglichkeiten
Bessere Lagerung (Silage, Gülle, Mist...)	Reduzierung der Lagerungsverluste	Reduzierung der Nährstoffeinträgen in angrenzende Biotope	Gute fachliche Praxis / Cross Compliance
Bessere Technik der Stickstoff-Düngung (Injektion, Zeitpunkte, Mittel, Mengen)	Reduzierung der Verluste	Vermeidung von Nährstoffeinträgen in angrenzende Biotope	Gute fachliche Praxis / Cross Compliance
Schutz von Dauergrünland vor Umbruch und Umwandlung in Ackerland	Verhinderung von C-Emissionen	Erhalt wertvoller Ökosysteme	Gute fachliche Praxis / Cross Compliance
Umwandlung von Acker in Grünland	C-Bindung im Boden; Minderung Lachgasemission bei geringerer N-Düngung	Entwicklung artenreicherer Grünlandökosysteme	Ausgleichsprojekte Agrarumweltmaßnahmen
Wiedervernässung von Niedermooren	Verminderung C-Verlust, evt. C-Festlegung	Entwicklung artenreicherer Ökosysteme, Bodenschutz, Reduzierung von Austrägen in umgebende Biotope	Ausgleichsprojekte Agrarumweltmaßnahmen
Paludikultur (Röhricht-, Schilfanbau auf Feuchtgebieten, Mooren)	Verhinderung C-Emissionen, evt. C-Festlegung	siehe Wiedervernässung, Ersatz fossiler Ressourcen	Investitionsförderung Agrarumweltmaßnahmen
Veränderte Fütterung von Wiederkäuern	Verringerung von Emissionen (CH ₄) bei Verdauung und N bei Ausscheidung)	Langfristige Minderung unerwünschte Klimawirkungen; geringeres Risiko der Eutrophierung von Nachbarökosystemen	Agrarumweltmaßnahmen
Verlängerte Weidezeiten	geringerer Gülleanfall	geringeres Risiko der Eutrophierung von Nachbarökosystemen	Agrarumweltmaßnahmen

7 Handlungsoptionen und relevante Maßnahmen zu Landnutzungstypen mit besonderer Bedeutung für die Biologische Vielfalt

In der landwirtschaftlichen Flächennutzung, ihren Nutzungsformen und deren Gestaltung können einige Schwerpunkte identifiziert werden, die eine besondere Bedeutung für die Emission von THG und eine enge Beziehungen zu den Zielen des Biodiversitätsschutzes aufweisen. Sie werden hier kurz dargestellt. Maßnahmen der Minderung der THG-Emissionen sind dabei oft in unterschiedlichem Maße verbunden mit Maßnahmen zur Förderung der Biodiversität. Insgesamt bestehen auch hier z.T. wesentliche Forschungslücken.

7.1. Moorschutz, landwirtschaftliche Nutzung von Mooren

Die Tabelle 6 gibt einen differenzierteren Überblick über die derzeitigen THG-Emissionen aus den Mooren in Deutschland nach Moortyp und Nutzung. Laut Nationalem Inventarbericht betragen 2007 die THG-Emissionen in Deutschland 940 Mt CO₂-äq. einschließlich der Emissionen aus Landnutzung (UBA 2009). Der Anteil der Emissionen aus nicht-standortgerechter Moornutzung an den Gesamtemissionen beträgt somit 3,2 % bis 4,3 %. Dies mag auf den ersten Blick gering erscheinen, doch diese Mengen übersteigen sowohl die Gesamtemissionen von CH₄ und N₂O aus der Landwirtschaft (s. Tab. 1) als auch deutlich die Reduktionsverpflichtungen der in Deutschland am Emissionshandel teilnehmenden Energie- und Industrieunternehmen bis 2012, welche jährlich maximal 15 Mt CO₂ emittieren dürfen.

Tabelle 6: THG-Emissionen der Moore in Deutschland

	Fläche	Emissionsfaktoren ¹⁾	Emission
	ha	kg CO ₂ -äq. ha ⁻¹ a ⁻¹	t CO ₂ -äq. a ⁻¹
Hochmoore			
Grünland	173.300	14.483	2.509.962
Acker ²⁾	6.900	24.000	111.320
Forst	25.800	4.864	125.494
Abtorfung	26.900	69.403	1.866.950
Summe Hochmoore	321.300		5.499.392
Niedermoore			
extensiv / z.T. auch ungenutzt	98.200	17.581	1.726.466
Grünland	601.500	23.678	14.242.477
Acker ²⁾	147.800	24.000	6.644.823
Forst	152.800	17.835	2.725.242
Sonstige	3.400	17.835	60.640
Summe Niedermoore	1.043.300		25.594.534
Summe alle Moore	1.364.600		31.093.926

Quelle: Eigene Berechnungen nach Höper 2007. ¹⁾ THG-Umrechnungsfaktoren: CH₄ = 21, N₂O = 310.

²⁾ Die Emissionswerte bei intensiver Ackernutzung bei den Hochmooren von 16,1 t auf 24 t CO₂-äq. erhöht und bei den Niedermooren von 43,3 t auf 24 t CO₂-äq. reduziert (Couwenberg et al. 2008).

Die Klimawirkung von Moorstandorten ist abhängig von ihrer Bewirtschaftung beziehungsweise ihrem Management. Unterschiede in Wasserstand und seine Dynamik, in der Nährstoffsituation und Pflanzendecke führen zu unterschiedliche Emissionen von klimarelevanten Gasen (Lachgas, Kohlendioxid, Methan) oder zur Aufnahme von Kohlendioxid und Festlegung

von Kohlenstoff durch Torfbildung. Durch Wiedervernässung und mögliche Kombination mit umweltverträglichen nassen Bewirtschaftungsverfahren (Paludikulturen) können THG-Emissionen deutlich reduziert werden. Die nach Wiedervernässung anfallenden Methanemissionen gelten als anthropogen und verringern das Emissionsminderungspotential. Nach einer Übergangsphase, in der an bestimmten Standorten mit einem Anstieg der Treibhauswirkung in Vergleich zum entwässerten Zustand gerechnet werden sollte, ist langfristig mit einer weiteren deutlichen Reduktion von THG-Emissionen infolge der Wiedervernässung zu rechnen (Joosten et al. 2006). Eine Quantifizierung der Klimaschutzeffekte kann nach dem Greifswalder GEST-Modell erfolgen (Couwenberg et al. 2008). Dabei werden Standorte mit ähnlichem Emissionsverhalten unterschieden, die anhand einfach zu ermittelnder Indikatoren (Wasserstand, Pflanzendecke) bestimmt werden können.

Abbildung 1 zeigt die Schätzwertbereiche für CO₂ und CH₄ und das daraus resultierende Treibhausgaspotenzial ohne N₂O.¹⁹ Bei mittleren Wasserständen von mehr als 20 cm unter Flur werden die THG-Emissionen ausschließlich durch die CO₂-Emissionen bestimmt. Bei höheren mittleren Wasserständen treten CH₄-Emissionen auf und die abwärts gerichtete Kurve der THG-Emissionen wird unterbrochen.

Im unteren Bereich der Abbildung sind die land- und forstwirtschaftlichen Nutzungsmöglichkeiten entsprechend der für die jeweilige Nutzung erforderlichen Wasserstandsamplituden eingetragen. Ackerbau und konventionelle Grünlandnutzung verlangen Wasserstände von mindestens 50 bis 70 cm unter Flur. Die jährlichen Emissionen in diesem Bereich betragen etwa 20-24 t CO₂-äq. je Hektar. Moornutzungsalternativen mit niedrigeren THG-Emissionen sind in nach rechts unten absteigender Reihenfolge abgebildet. Werden beispielsweise tief entwässerte ackerbaulich genutzte Moore wiedervernässt und stattdessen eine standortgerechte Schilfröhrkultur betrieben, dann können die Emissionen bis zu 11,5 t CO₂-äq. je Hektar und Jahr reduziert werden. Die höchsten Emissionsminderungspotenziale können durch eine umweltverträgliche Erlenwirtschaft mit bis zu 25 t CO₂-äq. je Hektar und Jahr realisiert werden (Schäfer & Joosten 2005).

¹⁹ Die Messung von N₂O-Flüssen ist aufgrund der hohen zeitlichen Variabilität schwierig. Vorliegende Messergebnisse sind z.T. widersprüchlich und streuen hoch erratisch. Weil N₂O Emissionen nach der Wiedervernässung immer abnehmen, sind die sich ergebenden Einsparpotenziale bei Weglassen der N₂O-Emissionen konservativ zu betrachten (vgl. hierzu Couwenberg et al. 2008).

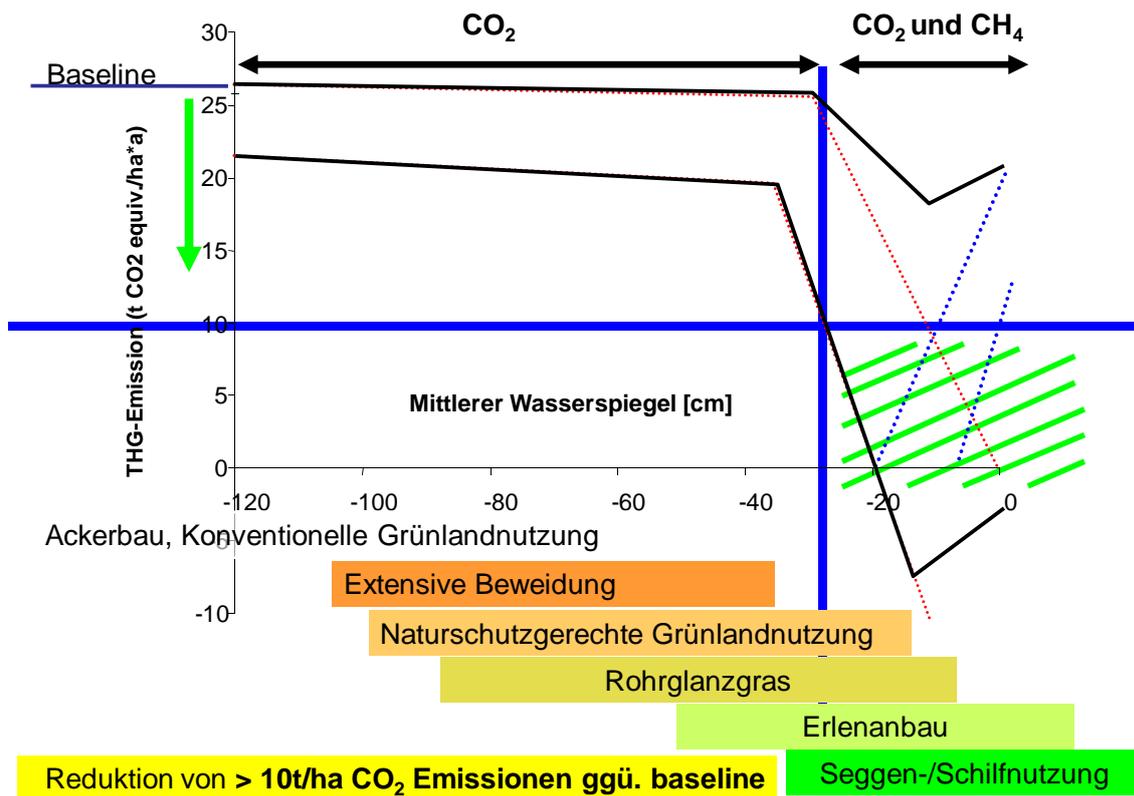


Abbildung 1: THG-Emissionen, Mittlerer Wasserspiegel und Moornutzung
 Erklärung: s. Text. Quelle: verändert übernommen nach Couwenberg et al. (2008).

Zum bundesweiten Reduktionspotenzial werden in der Literatur unterschiedliche Angaben gemacht. Unter der Annahme, dass die gesamte entwässerte Moorfläche (1,4 Mio. Hektar) wieder vernässt würde, errechnen Hirschfeld et al. (2008) ein Reduktionspotenzial von insgesamt 37 Mt CO₂-äq. pro Jahr (= 26,4 t je Hektar). Freibauer et al. (2009) schätzen, dass durch eine vollständige Renaturierung der landwirtschaftlich genutzten Moore Deutschlands (1,3 Mio. Hektar) theoretisch bis zu 35 Mt CO₂-äq. pro Jahr (= 26,9 t je Hektar) einspart werden könnten. Für die Berechnung der Einsparmöglichkeiten unterstellen die Autoren bei den Niedermooren einen jährlichen Mittelwert von 30 t CO₂-äq. (Hochmoore: 15 t CO₂-äq.) je Hektar. Bei den vorliegenden Schätzungen zum bundesweiten Reduktionspotenzial handelt es sich um theoretische Zahlen, deren Größenordnung stark überschätzt sein dürfte, zumal Speichereffekte nicht berücksichtigt wurden und aus verschiedensten Gründen nicht alle Flächen wieder vernässbar sind.

Für eine pragmatische Abschätzung der Reduktionspotenziale stellt sich auch die Frage, in welchem Umfang die Wiedervernässung trockengelegter Moorflächen möglich ist beziehungsweise in Zukunft sein wird. Limitierende Faktoren sind beispielsweise das Wasserangebot in niederschlagsarmen Regionen (z.B. Brandenburg) und das Vorhandensein von nähr-

stoffarmem Wasser bei den Hochmooren sowie naturschutzfachliche Vorgaben. Außerdem ist zu bedenken, dass Wiedervernässungsmaßnahmen lange Zeiträume beanspruchen. Durch das vergleichsweise ambitionierte Moorschutzkonzept in Mecklenburg-Vorpommern wurden zwischen 2000 und 2008 „lediglich“ 29.764 ha der insgesamt etwa 290.000 ha Moorfläche wieder vernässt. Dadurch konnten jährlich 309.345 t CO₂-äq. (= durchschnittlich 10,4 t je Hektar) eingespart und knapp 30.000 t Kohlenstoff im Torf gespeichert werden (MLUV M-V 2009). Für die Fortschreibung des Moorschutzkonzeptes wurde eine detaillierte Quantifizierung der Reduktionspotenziale mit dem GEST-Modell für ein Szenario von einem Flächenumfang von 70.000 ha bis 2020 durchgeführt. Die Berechnungen ergaben eine jährliche Reduktion von etwa 875.000 t CO₂-äq. (= 12,5 t je Hektar) und eine Erhöhung des Kohlenstoffvorrats von etwa 35.000 t C pro Jahr (entspricht etwa 1,8 t CO₂ je Hektar) (MLUV M-V 2009).

Die Berechnungen der THG-Reduktionspotenziale mit dem GEST-Modell und die praktische Anwendung für das Moorschutzkonzept in Mecklenburg-Vorpommern zeigen, dass

- die flächenbezogenen Reduktionspotenziale deutlich niedriger sind als bei den vorliegenden bundesweiten Schätzungen unterstellt wird, d.h. dass theoretische Flächenpotenziale von tatsächlich wiedervernässbaren Flächen stark abweichen können,
- realistisch erscheinende Flächenkulissen für die praktische Umsetzung von Moorschutz deutlich niedrigere – aber dennoch erhebliche – Beiträge zu den Reduktionsverpflichtungen aufweisen,
- der Faktor Zeit für die Abschätzung der THG-Reduktionspotenziale und die Realisierung von Maßnahmen von hoher Bedeutung ist,
- die unmittelbar wirksame Reduktion von THG durch Wiedervernässung deutlich über den langfristigen Kohlenstoff-Akkumulationsraten im Torfkörper liegt und
- nasse Bewirtschaftungsverfahren einen höheren Beitrag zum Klimaschutz leisten können als eine Beschränkung auf Wiedervernässung und Naturentwicklung.

Mittels alternativer Bewirtschaftung wiedervernässter Moorböden können Klimaschutzbemühungen in Übereinstimmung mit ökonomischer Wertschöpfung sowie mit Zielen des Biodiversitätsschutzes gebracht werden. In Tabelle 7 wird die energetische Nutzung von Gemeinem Schilf, Rohrglanzgras und Erlenholz und deren Verwendung als Ersatz von Heizöl dargestellt. Am Beispiel des Gemeinen Schilf wird an dieser Stelle die Tabelle erläutert (Wichtmann et al. 2009).

Im Donaudelta werden natürlich entwickelte Bestände beerntet, wobei jährliche Erträge von bis über 40 Tonnen Trockenmasse pro Hektar und Jahr erreicht werden. In der Tabelle wird von durchschnittlich zwölf Tonnen ausgegangen. Bei heute erzielbaren Preisen von 50 bis 60 Euro pro Tonne Trockenmasse müsste eine in etwa kostendeckende Produktion der Biomasse, zum Beispiel in Form von Rund- oder Quaderballen à 0,5 Tonnen möglich sein (Wichtmann & Schäfer 2004). Bei einem Heizwert von Schilf von mehr als 17,5 Megajoule pro Kilogramm Trockenmasse (Wulf 2008) können durchschnittlich 210 Gigajoule ha⁻¹ a⁻¹ produziert werden. Um ein Terajoule Energie zu produzieren, ist die Schilfernte bei einem Ertrag von 12 Tonnen pro Hektar auf insgesamt 4,8 Hektar erforderlich.

Tabelle 7: THG-Bilanz für Paludikulturen (Emissionen in CO₂-Äquivalenten)

Parameter	Einheit	Schilf	Rohr- glanzgras	Erle
Produktivität Ø	t ha ⁻¹	12	5	5
Heizwert kg TM ⁻¹	MJ kg ⁻¹	17,5	17,7	19,7
Heizwert ha ⁻¹ (t ha ⁻¹ * MJ kg ⁻¹) in	GJ ha ⁻¹	210	88,5	98,4
Flächenbedarf	ha TJ ⁻¹	4,8	11,3	10,2
THG-Emissionen aus Wiedervernässung	t CO _{2-äq} ha ⁻¹	-15	-10	-10
THG-Emissionen aus Wiedervernässung	t CO _{2-äq} TJ ⁻¹	-71	-113	-102
THG-Emissionen aus Handling	t CO _{2-äq} TJ ⁻¹	10	10	10
THG-Emissionen aus Heizölersatz	t CO _{2-äq} TJ ⁻¹	-75	-75	-75
THG-Bilanz	t CO _{2-äq} TJ ⁻¹	-136	-178	-167
THG-Bilanz	t CO _{2-äq} ha ⁻¹	-28,3	-15,8	-16,4

Produktion von Schilf (*Phragmites australis*), Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) und Erle (*Alnus glutinosa*) auf wiedervernässtem Niedermoor, Werte im Vergleich zu den Ausgangsbedingungen unter Berücksichtigung des Ersatzes von Heizöl.

Durch die Wiedervernässung von Intensivgrünland kann eine durchschnittliche Minderung der CO₂-Emissionen in Höhe von 15 Tonnen pro Hektar und Jahr erzielt werden. Daraus ergibt sich für 4,8 Hektar eine Emissionsminderung von 71 Tonnen CO₂. Für das Handling, also Mahd, Transport, Lager, Anlieferung und Betrieb der Feuerungsanlage, wird pauschal eine Emission von etwa 10 Tonnen Kohlenstoffdioxid pro Terajoule angenommen.

Wird die auf wiedervernässtem Niedermoor produzierte Energie beispielsweise im Rahmen der Kraft-Wärme-Kopplung als Ersatz für Heizöl verwendet, können weitere 75 Tonnen CO₂ pro Terajoule eingespart werden. Zusammen ergibt sich durch die Schilfproduktion somit eine Einsparung von 136 Tonnen CO₂ pro Terajoule. Somit erhöht sich das Reduktionspotenzial

durch die Schilfwirtschaft auf wiedervernässten Moorflächen von etwa 15 Tonnen CO₂ auf fast den doppelten Wert (28,3) pro Hektar und Jahr.

Bei der Produktion von Rohrglanzgras oder Erle auf wiedervernässten Niedermooren besteht aufgrund der geringeren Flächenproduktivität ein höherer Flächenbedarf für die Produktion von einem Terajoule Energie. Weil die durch Wiedervernässung bedingten Emissionseinsparungen pro Flächeneinheit maßgeblich sind, ergeben sich dadurch noch deutlich höhere Emissionseinsparungen pro Terajoule als bei Schilf. Vergleicht man diese Werte mit denen von auf entwässerten Mooren angebauten „Bio-Energieträgern“ Silomais für die Biogasproduktion oder Ölpalmen für die Palmölgewinnung zur Verwertung im Blockheizkraftwerk, werden die Vorteile der „nassen“ Bewirtschaftung der Moore offensichtlich. Einer Produktion von Mais-silage auf entwässerten Mooren mit vergleichsweise sehr hohen Emissionen von 880 t CO₂/TJ steht eine Entlastung der Atmosphäre von Treibhausgasen in Höhe von -136 t CO₂/TJ gegenüber. Da die THG Emissionen pro Energieeinheit bei Palmöl und Maisanbau auf Mooren sogar bedeutend höher sind als von fossilen Brennstoffen (Couwenberg 2007) ist der Anbau von Energiebiomasse auf entwässerten Moorstandorten abzulehnen. Selbst die energetische Verwertung von Torf, die aus ökologischen Gründen berechtigterweise sehr umstritten ist, verursacht nur ein Achtel der Emissionen wie die Maisproduktion auf Moor.

Im Vergleich mit anderen Bio-Energieträgern bezüglich Gigajoule eingesparte Primärenergie und Tonnen eingesparte CO₂ Äquivalente übertrifft die Schilfproduktion sämtliche Konkurrenten. Allein die Alkoholproduktion aus Zuckerrohr und die ETBE Produktion aus Zuckerrüben können bis an die Größenordnungen des Schilfs herankommen.

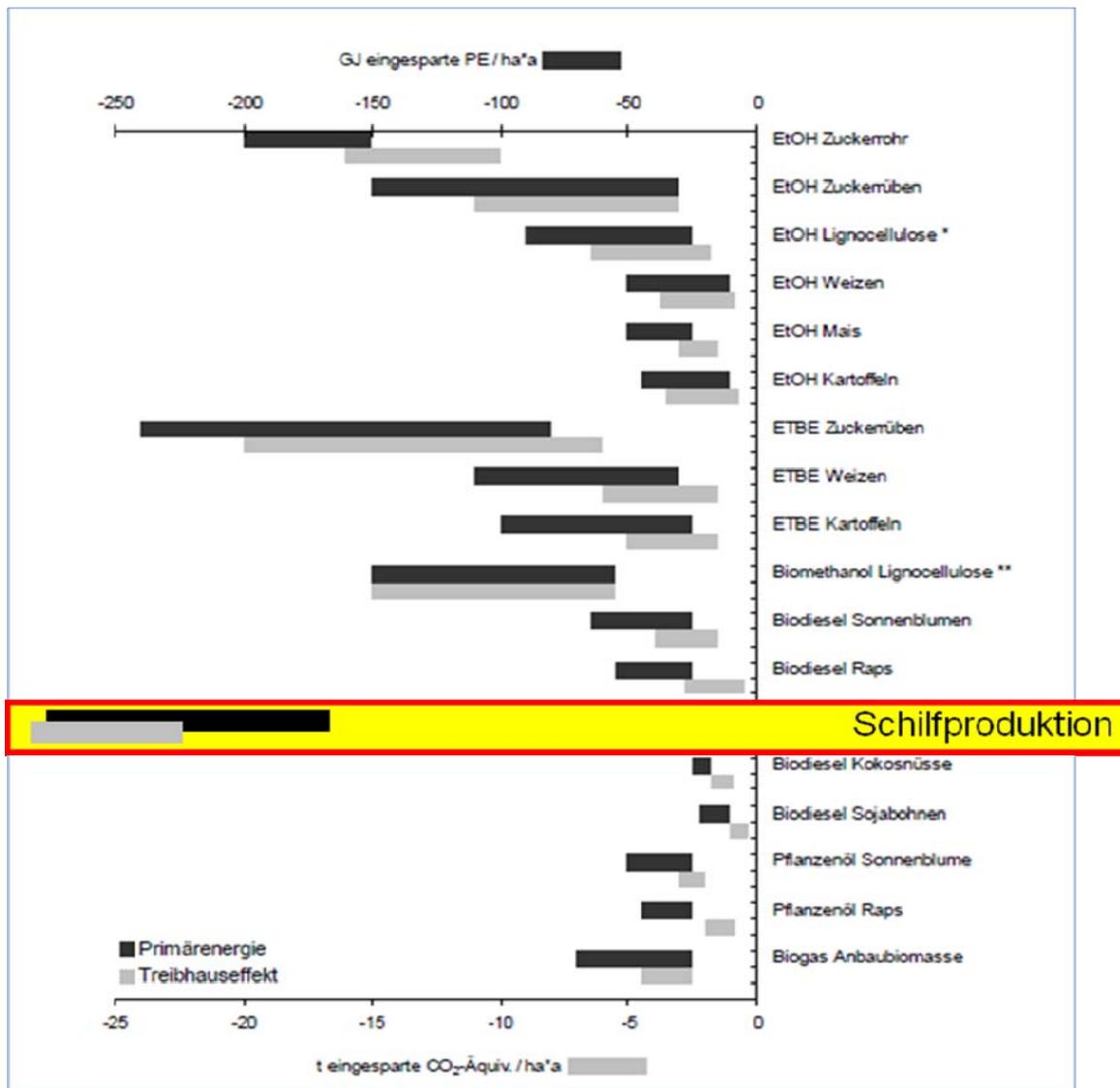


Abbildung 2: Vergleich der energetischen Verwertung von Schilf bezüglich Gigajoule eingesparter Primärenergie und Tonnen eingesparter CO₂ Äquivalente
Quelle: verändert übernommen nach IFEU (2004).

7.2. Grünland

Grünland nimmt in Deutschland fast ein Drittel der landwirtschaftlichen Nutzfläche ein. Böden unter Grünland haben hohe C-Gehalte, höher als unter Ackernutzung. Bei Bodenstörung wird dieser Kohlenstoff jedoch teilweise abgebaut und entweicht als CO₂ in die Atmosphäre. Schätzungen besagen, dass bei Grünlandumbruch ca. 20 bis 35 t C ha⁻¹ a⁻¹ des ursprünglichen Bodenkohlenstoffs mineralisiert werden (UBA 2007). Die Intensität und Dauer dieser Prozesse ist je nach Bodentyp unterschiedlich, verläuft jedoch in den ersten beiden Jahren nach dem Grünlandumbruch besonders intensiv. In dieser Zeitspanne kann bis zu 50% des Bodenkohlenstoffs abgebaut werden. Bei diesen Abbau- und Umwandlungsprozessen wird auch Stick-

stoff, u.a. in Form von Lachgas, freigesetzt. Aus Gründen des Klimaschutzes sollten daher Bodenbearbeitungsmaßnahmen im Grünland reduziert werden bzw. ganz unterbleiben. Die aktuellen Motive bei Landwirten für Umbruch von Grünland zur Ackernutzung sind in der steigenden Nachfrage nach Anbauflächen für nachwachsende Rohstoffe zu suchen und auch in der Entkoppelung der Prämienzahlungen, wodurch bisherige Grünlandflächen ohne Ausschluss von Direktzahlungen als Ackerland genutzt werden können.

7.3. Ökologischer Landbau und THG

Ökologische Betriebe wirtschaften nach Grundsätzen, die potenziell zu unterschiedlichen THG-Emissionen im Vergleich zu konventionellen Betrieben führen. Zu den in dieser Hinsicht wichtigsten Merkmalen ökologischer Betriebe gehören:

- Verzicht auf mineralische Düngemittel und organisch-synthetische Pflanzenschutzmittel;
- Möglichst weitgehende Schließung von Stoffkreisläufen innerhalb des Betriebes, z.B. Stickstoffzufuhr durch Wirtschaftsdünger und/oder durch den Anbau von (stickstoffbindenden) Leguminosen;
- Mehr Anbau von Zwischenfrüchten, Untersaaten, Leguminosen und auch die Einfügung von Grünbrachen in die Fruchtfolge;
- Die Anzahl der gehaltenen Tiere entspricht der Futtermenge, die selbst erzeugt werden kann.

Ökologische Betriebe weisen im Durchschnitt gegenüber konventionellen Betrieben nicht nur geringere Flächenerträge²⁰ auf, sie zeichnen sich auch durch eine stärkere Ertragsvariabilität aus. Diese hohe Variabilität trifft offenbar auch für die Emissionen von THG zu. Ökologisch wirtschaftende Betriebe können z.B. bei der Produktion von Winterweizen, je nach Betriebsorganisation und Bewirtschaftungsweise, sehr viel höhere, aber auch sehr viel geringere THG Emissionen (pro Produkteinheit, in CO₂äqu.) als konventionelle Betriebe aufweisen²¹.

Hinsichtlich der THG-Emissionen aus der Tierhaltung gibt es offenbar erhebliche methodische Schwierigkeiten, verschiedene Betriebstypen miteinander zu vergleichen. Zwar gibt es bereits Arbeiten zu diesem Thema, die jedoch zu unterschiedlichen Ergebnissen kommen. Je nachdem, in welcher Weise z.B. die Futterproduktion einbezogen wird, können sich unterschiedliche Bewertungen ergeben.

²⁰ Z.B. im Winterweizenanbau um 42% geringere Erträge (Rahmann et al. 2008)

²¹ Küstermann et al. (2007), zit. in Heissenhuber und Zehetmeier (2008)

Eine Zusammenfassung neuerer Literatur von Rahmann et al. (2008) betont die bislang unzureichende Datenlage und die Schwierigkeit von Systemvergleichen. Genauso, wie es in der „konventionellen Landwirtschaft“ ein breites Spektrum verschiedener Produktionsverfahren und Betriebsabläufe gibt, ist auch die „Ökologische Landwirtschaft“ heterogen. Neben der Schwierigkeit repräsentative Vergleiche durchzuführen, sind auch die Grenzen der betrachteten Systeme entscheidend für die Ergebnisse, z.B. Einbeziehung des Tierfutters (Produktion, Herkunft), Humusaufbau im Boden etc. Die ökologische Bewirtschaftung von entwässerten Mooren, z.B. im Rahmen der Mutterkuhhaltung, unterscheidet sich in den damit verbundenen Treibhausgasemissionen nicht wesentlich von konventionellen Bewirtschaftungssystemen auf diesen Standorten.

Daher sind Hochrechnungen darüber, wie sich die THG-Emissionen aus der Landwirtschaft entwickeln würden, wenn 20% der landwirtschaftlichen Nutzfläche auf den Ökologischen Landbau umgestellt werden würden²², sehr zweifelhaft.

Die bisher vorliegenden Ergebnisse zeigen insgesamt geringere THG-Emissionen von ökologischer Wirtschaftsweise gegenüber konventionellen Verfahren, jedoch keine Unterschiede zu integrierten Verfahren mit reduzierten Aufwandsmengen an Pflanzenschutzmitteln und Verwendung betriebseigener Stoffe (Wirtschaftsdünger, Futter). Für die Beurteilung von Tierhaltungsverfahren liegen besonders wenige Untersuchungen vor. In der Milchproduktion ist, begründet durch die geringere Leistung in ökologischen Verfahren, die Methanemission je Produkteinheit höher als in hochproduktiven, konventionellen Betrieben. Dagegen ist der Primärenergieeinsatz bedeutend niedriger, mit entsprechend niedrigeren CO₂ Emissionen.

Wie in den konventionellen Betriebstypen, sind auch im ökologischen Anbau verschiedene Potenziale zur Reduktion von THG-Emissionen vorhanden. Dabei gelten jeweils ähnliche Grundsätze, insbesondere, dass sich Ertragssteigerungen positiv auswirken können. Rahmann et al. (2008) fordern daher auch vom Ökologischen Landbau ein „klares Bekenntnis zur Leistungssteigerung“. Beim ökologischen Landbau gilt dies vor allem als „Output-Optimierung“ (höhere naturale Erträge bes. bei Getreide und Kartoffeln), während im integrierten Landbau insbesondere die „Input-Optimierung“ wichtig ist (bessere Ausnutzung und Wirksamkeit der Maßnahmen bei hohen naturalen Erträgen).

Der als Humus im Boden gebundene Kohlenstoff kann oft vermehrt werden, wenn insbesondere organische Substanz in Form von Wirtschaftsdüngern zugeführt wird. Auch der Anbau von Leguminosen ist günstig zu bewerten. Allerdings lassen sich die erhöhten Humusgehalte

²² Offermann (2003), zit. in Rahmann (2008), S. 79

in pflanzenbaulichen Versuchspartellen durchweg nicht in realen Wirtschaftsflächen des Ökologischen Landbaus wiederfinden (Rahmann et al. 2008). Die Erhöhung der organischen Substanz im Boden ist ein langsam wirkender Prozess, der unter mitteleuropäischen Bedingungen ca. 100 Jahre benötigt, um einen Gleichgewichtszustand zu erreichen. Als dauerhafte Kohlenstoffsenke kann die organische Bodensubstanz nicht betrachtet werden, allerdings als temporärer Entlastungsmechanismus.

7.4. Grundsätzliche Überlegungen zu den Minderungsoptionen für THG-Emissionen in der Landwirtschaft

Die THG-Emissionen aus der Landwirtschaft erfolgen aus diffusen Quellen und dabei in sehr variabler Höhe. Diese Variabilität wird unter anderem durch die vielfältigen Standortbedingungen der Landwirtschaft verursacht, z.B. durch wechselnde Witterungs- und Klimaverhältnisse. Außerdem sind durch die Verkettung und Wechselwirkungen zwischen Produktionssegmenten die Wirkungen einzelner Maßnahmen zur Minderung von THG-Emissionen nicht isoliert, sondern systematisch zu betrachten.

Da es verschiedene Quellen und verschiedene Prozesse der Freisetzung für THG aus der landwirtschaftlichen Produktion gibt, sind auch die Maßnahmen zur Minderung verschiedenartig. Sie sind auch in einem unterschiedlichen Maße wirksam und oft fehlen Daten. Dennoch scheint genügend Wissen vorhanden zu sein, auch methodisches Wissen zur Überwachung, so dass in einzelnen Bereichen Maßnahmen zur Umsetzung durchgeführt werden könnten. Tabelle 8 gibt einen Überblick über wichtige Bereiche der Landwirtschaft, in denen Minderungen der THG-Emissionen möglich sind. Die Tabelle lässt auch erkennen, in welchen Bereichen mit dem gegenwärtigen Methodeninventar ein Monitoring leicht möglich ist und in welchen nicht.

Tabelle 8: THG-Minderungsoptionen im Agrarsektor und Möglichkeiten des Monitoring (nach Osterburg 2009)

THG Minderungsoption	THG	Monitoring
Erhaltung / Etablierung von Grünland	CO ₂ N ₂ O	+/- leicht
Renaturierung / Vernässung von Moorböden	CO ₂ N ₂ O	+/- leicht
Verbesserung Fütterung - Reduzierung CH ₄ - Reduzierung N-Ausscheidung	CH ₄ N ₂ O	schwer schwer
Wirtschaftsdüngerlagerung / verlängerte Weidezeiten	CH ₄ N ₂ O	+/- schwer
Reduzierte N-Düngung	N ₂ O	leicht
Viehbestandsabstockung	CH ₄ N ₂ O	leicht
C-Festlegung in landwirtschaftlich genutzten Böden	CO ₂	schwer
Einsparung fossiler Energieträger im Agrarsektor	CO ₂	leicht
Biomasse- und Biogasnutzung	CO ₂ CH ₄	leicht

Die Wirksamkeit von Maßnahmen zur Reduktion von THG-Emissionen aus der landwirtschaftlichen Produktion sind in der Regel mit einigen grundsätzlichen Schwierigkeiten behaftet (nach Osterburg 2009, ergänzt), u.a.:

- Die Wirkungen von Maßnahmen können unterschiedlich sein, je nachdem, ob ein Bezug auf die Fläche oder auf die produzierte Produkteinheit gewählt wird.
- Maßnahmen können zu Änderung der Outputmengen bei gleichbleibender Landnutzung oder aber zu Landnutzungsänderungen führen.
- Verlagerungs- und Verdrängungseffekte („leakage“) können die Wirkungen wieder aufheben.
- Ebenso ist die Dauerhaftigkeit bzw. Reversibilität der Emissionsminderung zu beachten.
- Je nach Standortbedingungen können die Maßnahmen unterschiedlich wirken, daher sollten Handlungsempfehlungen zur Reduzierung von THG-Emissionen regional differenziert erfolgen. Entsprechende Ausarbeitungen fehlen jedoch weitgehend. Regionsspezifische Vorgehensweisen erfordern zudem oft neue administrative Konzepte und Instrumente.

Um einen wirksamen, integrativen Umgang mit derartigen Problembündeln zu gewährleisten, sind Systembetrachtungen angemessen, in denen auch die Analyse und Bewertung erwünschter und unerwünschter Nebenwirkungen beachtet werden.

Eine Systembetrachtung der landwirtschaftlichen Produktion ist notwendig, um daraus geeignete Bewertungs- und Steuerungsinstrumente für den Beitrag der Landwirtschaft zum Klimaschutz zu entwickeln. Auch ist sie nötig, um die - gelegentlich in den erwünschten Wirkungen gegenläufigen - Wechselbeziehungen zu weiteren Gütern des Umwelt- und Naturschutzes darzustellen. In jedem Falle scheint eine einfache Beziehung zwischen der Höhe des Intensitätsniveaus (mengenmäßiger Stoffinput pro Flächen- oder Produkteinheit) der landwirtschaftlichen Nutzung und der THG-Emissionen nicht zu bestehen. Die Betriebsführung ist dafür sicherlich von größerer Bedeutung als die „Bewirtschaftungsintensität“ (vTI 2010).

Der Emissionshandel ist ein Instrument zur Begrenzung der THG-Emissionen, welches für bestimmte Produktionsprozesse geeignet ist, insbesondere in der Industrie, die sowohl abgrenzbar als auch methodisch sicher zu erfassen sind. In der Landwirtschaft jedoch stehen Hindernisse einer erfolgreichen Implementierung entgegen. Einerseits stehen die Einzelkomponenten der Produktionsabläufe in Rückkopplungsbeziehungen mit anderen Komponenten, sodass eine systemische Wirkung von Veränderungen an Einzelkomponenten ausgehen kann, mit oft unklaren indirekten Folgen in Beziehung zur THG-Emission der Gesamtprozesse. So ist beispielsweise die Leistungssteigerung von Milchkühen (in kg pro Jahr) verbunden mit einer geringeren THG Emission pro kg Milch, und kann dementsprechend als Ziel im Sinne der THG-Emissionsbegrenzung gefordert werden. Dennoch sagt dieser Wert wenig aus, wenn nicht auch die Lebensdauer der Tiere, die Futterproduktion, die Düngewirtschaft etc. in die Bilanzen eingehen. Diese THG-relevanten Komponenten ändern sich evtl. durch die Leistungssteigerung. Ein anderes Beispiel betrifft den Anbau von Energiepflanzen. Crutzen et al. (2008) legen in einer globalen Betrachtung nahe, dass durch den Energiepflanzenanbau zusätzliches Lachgas emittiert, insbesondere durch Düngung, welches die erwünschte Klimawirkung durch Einsparung fossiler Energieträger wieder aufhebt. Weiterhin sind die THG-Quellen in der Landwirtschaft überwiegend diffus, also räumlich und zeitlich nicht klar abgrenzbar, zusätzlich abhängig von verschiedenen Umweltvariablen und dementsprechend schwierig zu messen. Eindeutige Quantifizierungsmethoden sind aber die Voraussetzung für den Emissionshandel.

Als weitere Besonderheit und Schwierigkeit, die Landwirtschaft in den Emissionshandel einzubinden, gilt die Frage der Beteiligung der sehr vielen Akteure im landwirtschaftlichen Sektor. Die Anzahl der landwirtschaftlichen Betriebe in Deutschland liegt bei ca. 400.000, während der Beitrag des gesamten Agrarsektors an den gesamten THG-Emissionen in Deutschland bei knapp über 10% liegt. Dies sind bedeutende Unterschiede zu den bisher (2009) im

Emissionshandel erfassten Unternehmungen in Deutschland (1.850 Unternehmen, die jedoch über 50% der THG emittieren; Osterburg 2009).

8 Emissionshandel und Landnutzung

Unter den rechtlichen Maßnahmen ist in erster Linie eine direkte Ausweitung des Emissionshandels auf klimaschädliche Formen der Landnutzung in Betracht zu ziehen. Art. 24 der neuen EU-Emissionshandelsrichtlinie ermächtigt die Mitgliedstaaten, mit Billigung der EU-Kommission ab 2008 das EU-Emissionshandelssystem auszuweiten. Neben der Einbeziehung neuer Anlagen, die nicht im Anhang I der Richtlinie aufgeführt sind, ist auch die Einbeziehung von Tätigkeiten und Treibhausgasen möglich, die nicht aufgeführt sind. Bestimmte Typen von Landnutzungen, die erfahrungsgemäß zur Freisetzung von THG-Emissionen führen, könnten also der Zertifikatpflicht unterworfen werden. Es gibt jedoch keine Anhaltspunkte in der EU-Emissionshandelsrichtlinie, dass auch Senkenfunktionen erfasst sein könnten. Insbesondere die Vorschrift des Art. 24 Abs. 3 der neuen Richtlinie über Überwachung und Berichterstattung orientiert sich am klassischen Modell des Handels mit Berechtigungen für THG-Emissionen aus Anlagen und Tätigkeiten. Im Einzelnen stellen sich allerdings einige Auslegungsprobleme.

Im Vordergrund steht das Verständnis des Begriffs der „Tätigkeit“. Dieser Begriff ist in der Richtlinie nicht definiert. Die Liste des Anhangs I der Richtlinie ist zwar durchweg tätigkeitsbezogen formuliert, jedoch enthält sie bisher nur Tätigkeiten im Rahmen von Anlagen sowie die Luftfahrt. Der Begriff der Tätigkeit ist nach seinem Wortsinn hierauf aber nicht beschränkt. Der Wortlaut lässt eine Beschränkung auf stationäre Anlagen oder Tätigkeiten mit Hilfe beweglicher Anlagen nicht zu. Art. 24 Abs. 1 Buchst. a und b der Richtlinie unterscheidet nunmehr ausdrücklich zwischen Anlagen des Anhangs I und Tätigkeiten. Danach muss der Begriff der Tätigkeit eigentlich einen weitergehenden Bedeutungsgehalt besitzen. Für einen weiten Tätigkeitsbegriff spricht auch, dass der europäische Emissionshandel der Erfüllung der Verpflichtungen des Kyoto-Protokolls dient, das in seinem Anhang I A eine Tätigkeitsliste enthält, die auch Aktivitäten im Bereich der Landwirtschaft wie Tierzucht (enterische Fermentation), Reisanbau, Düngewirtschaft, landwirtschaftliche Böden, Abbrennen von Grasland und offene Verbrennung landwirtschaftlicher Rückstände nennt. Schließlich ist zu berücksichtigen, dass, wenn man eine weite Auslegung des Begriffs der Tätigkeit ablehnt, nur noch Art. 24a der EU-Emissionshandelsrichtlinie als Regelungsgrundlage für die Einbeziehung der Landnutzung in den Emissionshandel zur Verfügung stünde. THG-Emissionen im Rahmen

der Landnutzung könnten dann nur punktuell im Rahmen von grundsätzlich freiwilligen Projektmaßnahmen erfasst werden. Die damit verbundene Verengung erscheint klimapolitisch nicht sinnvoll, so dass manches dafür spricht, sie im Wege der Auslegung zu vermeiden. Dies gilt umso mehr, als die Richtlinie selbst von einem Vorrang der Ausweitung des Emissionshandels vor Projektmaßnahmen ausgeht.

Gleichwohl sprechen die überwiegenden Gründe dafür, dass der Begriff der Tätigkeit weiterhin anlagenbezogen zu verstehen ist. Die aus der Ursprungsfassung der Richtlinie übernommene Definition der Emission in Art. 3 Buchst. b stellt auf Quellen in einer Anlage ab. Mag man dies noch als Redaktionsversehen betrachten, so fällt entscheidend ins Gewicht, dass die neue Emissionshandelsrichtlinie, soweit sie in ihren allgemeinen Regelungen auf die Einbeziehung von weiteren Tätigkeiten Bezug nimmt, sich nur mit Anlagen befasst. Art. 3 Buchst. h definiert den Begriff des neuen Marktteilnehmers anlagenbezogen. Art. 4 bestimmt, dass das Erfordernis einer Emissionsgenehmigung auch für Anlagen gilt, die gemäß Art. 24 in das Gemeinschaftssystem einbezogen worden sind. Auch die Pflicht zur Abgabe von Berechtigungen nach Art. 6 Abs. 2 Buchst. e bezieht sich in der Sache auf Anlagen. Die Regelung in Art. 9a über die Anpassung der gemeinschaftsweiten Menge der Zertifikate gilt ebenfalls nur für Anlagen, die nach Art. 24 in das Gemeinschaftssystem einbezogen worden sind. Es würde daher eine Regelungslücke entstehen, wenn nicht-anlagenbezogene Tätigkeiten in den Emissionshandel einbezogen würden. Es ist auch nicht davon auszugehen, dass insoweit ergänzende Regelungen nach Art. 24 Abs. 1 Buchst. b Satz 2 der Richtlinie getroffen werden könnten. Für die Überwachung und Berichterstattung steht zwar eine ausreichende Ermächtigung (Art. 24 Abs. 3 der Richtlinie) zur Verfügung. Für die erforderlichen Grundregelungen genügt Art. 24 Abs. 1 Buchst. b Satz 2 der Richtlinie aber wohl nicht. Diese Ermächtigung betrifft nur die Billigung der Einbeziehung neuer Tätigkeiten in den Handel mit Emissionszertifikaten, nicht aber deren nähere Ausgestaltung.

Im Ergebnis ist daher festzustellen, dass der Begriff der Tätigkeit zwar offen formuliert ist, bei systematischer Auslegung sich jedoch auf eine solche in Anlagen beschränkt. Dies begrenzt die mögliche Ausweitung des Emissionshandels im Bereich der Landnutzung erheblich.

Landwirtschaftliche Betriebe, in deren Rahmen Tätigkeiten der Landnutzung durchgeführt werden, wird man nur begrenzt als „Anlagen“ ansehen können. Nach Art. 3 Buchst. e der Richtlinie ist eine „Anlage“ eine „*ortsfeste Einrichtung, in der eine oder mehrere der in Anhang I genannte Tätigkeiten sowie andere unmittelbar damit verbundene Tätigkeiten durchge-*

führt werden, die mit den an diesem Standort durchgeführten Tätigkeiten in einem technischen Zusammenhang stehen und die Auswirkungen auf die Emissionen und die Umweltverschmutzung haben“. Die Definition ist noch nicht auf die mögliche Einbeziehung anderer Tätigkeiten nach Art. 24 Abs. 1 der Richtlinie abgestimmt, kann aber entsprechend angewandt werden. Landwirtschaftliche Betriebe der Intensivtierhaltung sind ohne Zweifel als Anlagen anzusehen, wie sich auch aus deren Einbeziehung in die UVP-Richtlinie (Richtlinie 85/337/EEC)²³ und die IVU-Richtlinie (Richtlinie 96/61/EC)²⁴ ergibt. Im Übrigen wird man jedoch kaum annehmen können, dass landwirtschaftliche Tätigkeiten auf den Feldern eines Betriebs, die zur Freisetzung von THG-Emissionen führen, im Sinne der obigen Begriffsdefinition am Standort des technischen Betriebs, nämlich des Hofes, durchgeführt werden. Es besteht daher grundsätzlich keine rechtliche Möglichkeit, allgemein bestimmte Maßnahmen der (landwirtschaftlichen) Bodennutzung, die Quellen von THG sind, durch eine nationale Regelung direkt in den Emissionshandel einzubeziehen. Jedenfalls wäre dringend anzuraten, vor weiteren Überlegungen über eine Einbeziehung der Landnutzung in den Emissionshandel nach Art. 24 Abs. 1 der Richtlinie eine Klärung mit der EU-Kommission zu suchen.

Soweit, wie bei der Intensivtierhaltung, eine Einbeziehung in den EU-Emissionshandel grundsätzlich möglich ist, stellen sich weitere Auslegungsfragen. Insbesondere ist zweifelhaft, wie die in Art. 24 Abs. 1 Buchst. b der EU-Emissionshandelsrichtlinie vorgenommene Verknüpfung von Tätigkeiten und Treibhausgasen zu verstehen ist. Unproblematisch ist dies allerdings, soweit eine nationale Regelung bisher gemeinschaftsrechtlich noch nicht regulierte THG wie Methan erfasst, was insbesondere bei der Intensivtierhaltung in Betracht kommt. Die Frage stellt sich aber, soweit Kohlenstoffdioxid- oder Lachgas-Emissionen aus Anlagen im Bereich der Landnutzung einbezogen werden sollen, die generell oder in Bezug auf bestimmte Anlagen bereits im Anhang I der Richtlinie aufgeführt sind. Richtigerweise kommt es nur darauf an, ob eine bestimmte Kombination von Tätigkeiten **und** Treibhausgasen im Anhang aufgenommen ist oder nicht. Dies ergibt sich bereits aus der Wahl des Wortes „*und*“. Ansonsten hätte die Richtlinie das Wort „*oder*“ verwenden müssen. Ferner ist darauf hinzuweisen, dass die Richtlinie in Art. 24 Abs. 3²⁵ von der Überwachung von und Berichterstattung über Emissionen aus Tätigkeiten und Anlagen und Treibhausgasen spricht, die im Anhang I nicht in Kombination aufgeführt sind. Art. 24 der Richtlinie kann daher nur dahin verstanden werden, dass eine Einbeziehung in den Emissionshandel immer auch dann möglich ist, wenn eine bestimmte Kombination von Tätigkeit und THG nicht im Anhang I aufgeführt

²³ Geändert durch die Richtlinien 97/11 und 2003/35.

²⁴ Geändert insbesondere durch die Richtlinie 2003/35.

²⁵ Vgl. auch die Begründung zum Kommissionsvorschlag, KOM (2008)16, S. 11 f.

ist. Insoweit können also auch bereits „regulierte“ THG wie Lachgas und Kohlenstoffdioxid im Landnutzungssektor erfasst werden.

Zweifelhaft ist schließlich, ob sich aus der Richtlinie Anforderungen an die Dauerhaftigkeit der „Tätigkeit“ ergeben. Es ist zu fragen, ob eine Zertifikatpflicht nur für dauerhaft ausgeübte, mit THG-Emissionen verbundene Tätigkeiten im Bereich der Landnutzung eingeführt werden kann oder ob man auch an punktuelle Eingriffe in Natur und Landschaft anknüpfen kann, die ähnlich einem Unfall oder Störfall zu einer massiven Freisetzung von THG führen. Der Wort-sinn des Begriffs der Tätigkeit ist zwar offen, jedoch entspräche eine Einbeziehung punktueller Aktivitäten nicht ganz dem Sinn des Emissionshandels, der nicht darauf abzielt – ähnlich einer Haftungsnorm – Unfälle oder Störfälle und deren Folgen zu verhüten, sondern zu einer schrittweisen und dauerhaften Minderung der THG-Emissionen beitragen will. Diese Frage spielt aber, wenn man vom Anlagenbezug der Tätigkeitsdefinition ausgeht, allgemein und damit auch bei landwirtschaftlichen Anlagen keine Rolle, da hier ohne weiteres Dauerhaftigkeit gegeben ist. Selbstverständlich gilt dann die Zertifikatpflicht auch für übermäßige Emissionen aufgrund eines Unfalls oder Störfalls.

9 Ausgleichsprojekte und Landnutzung

Nach Art. 24a der EU-Emissionshandelsrichtlinie können im Rahmen des EU-Emissionshandels verwendbare Zertifikate und Gutschriften auch aufgrund von Emissionsminderungen durch Projekte vergeben werden, die von einem EU Mitgliedstaat verwaltet werden, sofern die EU-Kommission Zustimmung erteilt. Eine rein nationale Regelung ist im Gegensatz nicht zulässig. Dazu müsste die EU-Kommission – ggf. auf Ersuchen des betreffenden Mitgliedstaates – entsprechende Regelungen erlassen (Art. 24a Abs. 1). Bei zwischenstaatlichen Projekten kann die Kommission statt einer nationalen Vergabe von Zertifikaten und Gutschriften auch eine Regelung für die Vergabe auf Gemeinschaftsebene erlassen (Art. 24a Abs. 2). In jedem Fall ist für ein zwischenstaatliches Projekt die Zustimmung des Mitgliedstaates erforderlich, in dem es durchgeführt wird.

Aus dem Wortlaut und der Systematik der EU Emissionshandelsrichtlinie und aus der Gegenüberstellung mit der Terminologie der bisher zulässigen Projektmaßnahmen folgt, dass diese Regelung nationale Ausgleichsprojekte betrifft, die zu JI und CDM *hinzutreten*. Art. 24a Abs. 1 der Richtlinie spricht von Projekten, die von einem Mitgliedstaat verwaltet werden. JI und CDM sind dagegen Projektmaßnahmen, die von zwei Staaten – dem Investorstaat und dem Gastgeberstaat – in Kooperation durchgeführt werden. Systematisch sind JI und CDM in

Art. 11a und 11b, Ausgleichsprojekte aber in Art. 24a der Emissionshandelsrichtlinie geregelt. Daher ist der Schluss zwingend, dass es sich bei Art. 24a der Richtlinie um nationale Projekte handelt.

Unzweifelhaft ist, dass sich die Regelung des Art. 24a der Richtlinie – in Ergänzung des Art. 24 der Richtlinie – auf Emissionen aus Quellen bezieht. Sie bietet also die Möglichkeit, Tätigkeiten im Bereich der Landnutzung zu erfassen, die als Quellen von THG-Emissionen in Betracht kommen, jedoch keinen Anlagenbezug aufweisen. Der notwendige Projektbezug bedeutet allerdings, dass eine flächendeckende Erfassung bestimmter Tätigkeiten kaum in Betracht kommt.

Zweifelhaft ist dagegen, ob diese Vorschrift auch Senkenprojekte ermöglicht. Der Begriff der Minderung von THG, an den die Regelung anknüpft, könnte durchaus im Sinn eines strengen Quellenbezugs verstanden werden, wenn man ihn mit der Definition der Emission in Art. 3 Buchst. b der EU-Emissionshandelsrichtlinie zusammen liest. Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass der in Art. 24a Abs. 1 UAbs. 3 ausgesprochene Vorrang der Einbeziehung in den Emissionshandel und das Verbot einer doppelten Anrechnung von Emissionsminderungen eher für eine enge Auslegung sprechen. Immerhin hätten diese Restriktionen auch einen Anwendungsbereich, wenn man Art. 24a der Richtlinie als doppeifunktional – Projekte zur Minderung von Emissionen aus Quellen und durch Abbau in Senken – sehen würde. Die Vorrangregelung gälte dann auf jeden Fall für das Verhältnis zwischen Emissionshandel und Ausgleichsprojekten, die sich auf Quellen beziehen. Die Entstehungsgeschichte des Art. 24a der Richtlinie²⁶ gibt keine Hinweise für die Auslegung in der einen oder anderen Richtung. Bei JI und CDM umfasst der Projektbegriff jedoch auch Senken und die Terminologie der Emissionsreduzierungseinheit und zertifizierten Emissionsreduktion (ERU und CER) bezeichnet auch den Abbau von THG-Emissionen durch Senken als Emissionsminderungen. Dem folgt durch Verweis auf die völkerrechtlichen Regelungen auch die EU-Emissionshandelsrichtlinie selbst (Art. 3 Buchst. l, m und n). Es bedurfte erst des ausdrücklichen Ausschlusses von Projektmaßnahmen in den Bereichen Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft durch die Richtlinie (Art. 11a Abs. 3 Buchst. b a.F.), um Senkenprojekte auszuschließen. Dieser Ausschluss gilt bis 2012 fort, betrifft aber nur JI und CDM. Ob man Art. 24a der Richtlinie parallel dazu auslegen muss, ist zweifelhaft. Wegen der unterschiedlichen Systematik – Begriffsbestimmung vs. ausdrücklicher Ausschluss – erscheint dies nicht unbedingt geboten.

²⁶ Vgl. KOM (2008), 16, S. 12. Auch der – letztlich schon vom Parlament nicht übernommene – Vorschlag des Unterausschusses des Parlaments, in Art. 24a die THG-Zurückhaltung durch CCS von der Definition der Emission auszunehmen (EP, A6-0406/2008, zu Punkt 71), besagt nichts über die Frage.

Der Projektbegriff in Art. 24a der Richtlinie liegt in gedanklicher Nähe zu dem der völkerrechtlichen Regelungen. Ein ausdrücklicher Ausschluss von Senkenprojekten ist nicht getroffen. Art. 24a Abs. 1 der Richtlinie nimmt auch nicht auf THG aus „Tätigkeiten“ Bezug. Es erscheint daher durchaus plausibel, auch die Verstärkung des Abbaus von THG-Emissionen durch Projekte als Maßnahme der Minderung solcher Emissionen zu sehen, wie dies die völkerrechtlichen Regelungen tun. Es kommt hinzu, dass Art. 24a der Richtlinie nur anwendbar ist, wenn eine Einbeziehung nach Art. 24 der Richtlinie nicht möglich ist. Die Gegenüberstellung von Anlagen/Tätigkeiten und Projekten hätte nur beschränkte Bedeutung, wenn sich auch der Projektbegriff auf Tätigkeiten als Quellen von THG-Emissionen beschränken würde. Deshalb spricht mehr dafür, dass auch Senkenprojekte erfasst sind. Nach der gleichen normativen Logik wären auch Biodiversitätsprojekte zulässig, die durch Erhöhung der Biodiversität (z.B. Wiedervernässung von Mooren) einen Beitrag zur Minderung von THG-Emissionen leisten.

Die hier vertretene Auslegung des Art. 24a der EU-Richtlinie ist aber keineswegs gesichert. Da nationale Ausgleichsprojekte nur auf der Grundlage einer Durchführungsregelung seitens der EU-Kommission im Regelungsverfahren mit Kontrolle möglich sind (Art. 24a Abs. 1 UAbs. 2 der Richtlinie), könnte diese bei enger Auslegung der Vorschrift jede Ausweitung auf Senkenprojekte blockieren. Vor weiteren Maßnahmen bedürfte es daher unbedingt einer Abklärung mit der EU-Kommission.

10 Rechtliche Anforderungen an die Ausgestaltung im Einzelnen

10.1. Einbeziehung von Tätigkeiten der Landnutzung, soweit sie in Anlagen betrieben werden in den Emissionshandel

In Bezug auf die Ausweitung des Emissionshandels auf Emissionen durch klimaschädliche Tätigkeiten der Landnutzung, soweit sie in Anlagen betrieben werden, sind vor allem die sich aus Art. 24 Abs. 1 der Emissionshandelsrichtlinie ergebenden Anforderungen zu beachten. Die Richtlinie nennt die Auswirkungen auf den Binnenmarkt, mögliche Wettbewerbsverzerrungen, die Umweltwirksamkeit der Regelung und die Zuverlässigkeit des vorgesehenen Überwachungs- und Berichterstattungsverfahrens.

Wenn der Landwirt für die Ausübung einer landwirtschaftlichen Tätigkeit Emissionsberechtigungen erwerben muss, hat das Auswirkungen auf die Preise der hergestellten Produkte. Sie sind gering bei kostenloser Ausgabe der Berechtigungen (sofern die Opportunitätskosten der Rechte nicht eingepreist werden), aber ggf. erheblich bei kostenpflichtiger Ausgabe oder gar

Versteigerung. Insgesamt könnte es sich im Vergleich zu den sonstigen Produktionskosten durchaus um einen bedeutsamen Kostenfaktor handeln, dessen Auswirkungen aber klimapolitisch erwünscht sind. Es ist zu erwarten, dass aufgrund gestiegener Kosten die herkömmliche, Emissionen produzierende Bewirtschaftung aufgegeben und ggf. auf emissionsmindernde Alternativen (z.B. bei Mooren: Paludikultur) umgeschwenkt wird. Da es im Hinblick auf die unterschiedlichen Gegebenheiten im Bereich der Tierhaltung als ausgeschlossen gelten kann, dass alle Produktionsstandorte der Zertifikatpflicht unterliegen werden, lässt es sich nicht ausschließen, dass es zu Veränderungen der Wettbewerbsbedingungen kommen kann. Die bisherige Rechtsprechung²⁷ hat aber sachlich begründete Differenzierungen bei der Festlegung des Emissionshandelssektors und der Ausgestaltung der Zuteilungskriterien nicht als Verstoß gegen den Gleichheitssatz nach europäischem Gemeinschaftsrecht und nationalem Verfassungsrecht angesehen. Die agrarstrukturellen Gegebenheiten einschließlich der Anlagengröße und das daraus folgende Freisetzungspotenzial hinsichtlich Menge und Klimaschädlichkeit stellen in diesem Sinne einen sachlich begründeten Anknüpfungspunkt dar. Dabei ist freilich zu beachten, dass die Richtlinie eine Freistellungsoption für kleinere Anlagen enthält (Art. 27) und es von daher und aus Gründen der Praktikabilität nicht gerade nahe liegt, vom Umfang her relativ unbedeutende Anlagen der Intensivhaltung von Tieren in die Zertifikatpflicht einzubeziehen.²⁸

Hinsichtlich der Umweltwirksamkeit dürfte es darauf ankommen, möglichst alle Anlagen zu erfassen, die von der Menge der freigesetzten THG in Relation zu ihrem Klimapotenzial von besonderer Bedeutung sind.

Konflikte mit dem Ordnungsrecht ergeben sich nicht in weitergehendem Maße als dies bei Industrieanlagen der Fall ist. Die IVU-Richtlinie (Art. 9 Abs. 3)²⁹ und das Bundes-Immissionsschutzgesetz (§ 5 Abs. 1 S. 2) sehen insoweit einen Vorrang für das ordnungsrechtliche Schutzprinzip (Gefahrenabwehr) vor. Soweit örtlich Gefahren verursacht werden („hot spots“), können Emissionsrechte ggf. nicht eingesetzt werden. Die betreffenden Regelungen bestimmen jedoch, dass das anlagenbezogene ordnungsrechtliche Vorsorgeprinzip (Einsatz best-verfügbarer Technologien unabhängig von der Umweltqualität) von der anlagenübergreifenden Vorsorge verdrängt wird, der das Gesamtsystem des Emissionshandels

²⁷ EuGH, Slg. 2008, I-2217 – Société St. Gobain / Kommission; EuGH, NVwZ 2009, 382 – Arcelor Atlantique et Lorraine; EuG, Slg. 2007, II-1195 – EnBW / Kommission; BVerfGE 118, 79, 99 ff.; BVerwGE 124, 47, 58 ff.

²⁸ So auch Schrader, Bodenschutz, Landwirtschaft und Klimaschutz, NuR 2009, 747, 752.

²⁹ Die Regelung beruht auf Art. 26 UAbs. 1 der EU Emissionshandelsrichtlinie.

dient. Es besteht kein Grund, bei landwirtschaftlichen Anlagen der Intensivtierhaltung anders zu verfahren, zumal hier kaum klimarelevante Vorsorgeanforderungen bestehen..³⁰

Am ehesten dürfte die Zuverlässigkeit des Überwachungs- und Berichtserstattungssystems Probleme bereiten.³¹ An sich ist aufgrund der EU-Emissionshandelsrichtlinie (Art. 14 sowie Art. 5 Buchst. d, Art. 6 Abs. 1, Abs. 2 Buchst. c und d) und des deutschen TEHG (§ 5 sowie § 4 Abs. 2) vorgegeben, dass es möglich sein muss, die Emissionen aus der betreffenden Tätigkeit zu ermitteln, hierüber zu berichten und die Richtigkeit der Angaben zu überprüfen. Nach Art. 24 Abs. 3 der EU-Emissionshandelsrichtlinie kann die EU-Kommission eine Verordnung über die Überwachung von und Berichterstattung über Emissionen aus einbezogenen Tätigkeiten und THG erlassen. All das setzt allerdings einen größeren Umfang der betreffenden Tätigkeit voraus, was den möglichen Anwendungsbereich einer Ausweitung des Emissionshandels im Bereich der Intensivtierhaltung faktisch einengt. Nur wenn es gelänge, hier einfache, pauschale Methoden zu entwickeln, die aufgrund der Anzahl der Vieheinheiten Aussagen über die Freisetzung von THG ermöglichen, erscheint der Emissionshandel bei der Intensivtierhaltung einigermaßen praktikabel.

Auch die Anforderungen aus Art. 4 S. 2 und Art. 6 Abs. 2 Buchst. e der Richtlinie würden gelten. Zertifikatpflichtige Tätigkeiten bedürfen danach auch dann einer Genehmigung, wenn es sich um neue Anlagenkategorien handelt, die in das Emissionshandelssystem einbezogen worden sind. Es besteht auch eine Verpflichtung des Betreibers, eine der emittierten Menge an THG entsprechende Zahl von Berechtigungen abzugeben.

Ein Kernpunkt jeglicher Regelung im Bereich des Emissionshandels sind die Kriterien der Zuteilung oder sonstigen Vergabe von Emissionsberechtigungen. Art. 24 Abs. 2 der Richtlinie sieht vor, dass die Kommission bei der Einbeziehung zusätzlicher Tätigkeiten und Gase die Vergabe zusätzlicher Zertifikate gestatten kann. Dies bedeutet, dass sich die Gesamtmenge der insgesamt im Emissionshandelssektor zu vergebenden Emissionsberechtigungen entsprechend erhöht und eine Verknappung der Zertifikate, die ansonsten durch das Hinzutreten neuer Marktteilnehmer eintreten würde, vermieden wird.

Im Übrigen werden die Regeln über die Vergabe der Emissionsberechtigungen aber nicht verändert. Bis Ende 2012 gilt noch das alte System der Vergabe der Zertifikate nach der ursprünglichen Richtlinie 2003/87, das eine Vergabe sowohl nach historischen Emissionen als auch nach technikbezogenen Benchmarks erlaubt und nicht mehr als 10% an kostenpflichtiger

³⁰ So auch Schrader, aaO.

³¹ Vgl. oben Ziff. 4.

Vergabe ermöglicht (Art. 9 in Vbg. mit Anhang III, Art. 10 der Richtlinie). Für die Einbeziehung weiterer Anlagen enthalten das deutsche Treibhausgas-Emissionshandel-Gesetz (TEHG) und das Zuteilungsgesetz (ZuG) 2012 allerdings keine Regelungen, so dass die gesetzlichen Regelungen angepasst werden müssten. Die Grundentscheidung, eine kostenpflichtige Abgabe auf Anlagen der Elektrizitätswirtschaft zu beschränken (§ 20 ZuG 2012), sollte auch zugunsten der Intensivtierhaltung bis 2012 aufrechterhalten bleiben. Ab 2013 gilt das neue gemeinschaftliche Vergabesystem, das auf einer linearen Kürzung der Menge der auszugebenden Zertifikate beruht und im Übrigen einen stufenweisen Übergang zur Versteigerung der Rechte vorsieht (Art. 9 bis 10c der Richtlinie). Für gemäß Art. 24 Abs. 1 der Richtlinie in das Gemeinschaftssystem einbezogene Anlagen wird die Menge der auszugebenden Zertifikate angepasst (Art. 9a der Richtlinie).

10.2. Nationale Ausgleichsprojekte

In Bezug auf Projekte muss aufgrund des in der Richtlinie festgelegten Vorrangs des anlagenbezogenen Ansatzes an sich stets geprüft und entschieden werden, ob es nicht auch im Bereich der Landnutzung möglich ist, eine Tätigkeit zu identifizieren, die mit (fortlaufenden) THG-Emissionen verbunden ist, und diese der Emissionshandelspflicht zu unterwerfen. Allerdings ist die Bedeutung dieser Einschränkung eher gering. Zum einen ist der Begriff der Möglichkeit eng, der spiegelbildliche Begriff der Unmöglichkeit weit zu verstehen. Unmöglichkeit umfasst nicht nur die naturgesetzliche Unmöglichkeit, sondern auch Fälle mangelnder wirtschaftlicher oder verwaltungsökonomischer Vertretbarkeit oder Praktikabilität. Dabei dürfte die Kommission ein weites Ermessen haben. Schon wenn die Ausweitung des Emissionshandels in diesem weiten Sinne unmöglich ist, kommt stattdessen die Durchführung von Projekten in Betracht, die der Emissionsminderung dienen und es kann ggf. auch an die Senkenfunktion angeknüpft werden. Zum anderen ist durch den Anlagenbezug des Art. 24 Abs. 1 der Richtlinie der mögliche Kollisionsbereich zwischen Art. 24 und Art. 24a der Richtlinie gering.

Im Übrigen sind die Anforderungen nach Art. 24a Abs. 1, UAbs. 2 der Richtlinie zu beachten. Es muss zunächst eine doppelte Anrechnung von Emissionsminderungen vermieden werden. Dieses Problem dürfte im Bereich der Landnutzung von untergeordneter Bedeutung sein. Die weitere Anforderung, dass Projektmaßnahmen nicht der Durchführung anderer politischer Maßnahmen zur Verringerung von nicht unter das Gemeinschaftssystem fallenden Emissionen im Wege stehen dürfen, weist auf mögliche Kollisionen mit anderen Maßnahmen und Instrumenten des Klimaschutzes wie Ordnungsrecht, Subventionen, Einspeisevergütungen,

freiwillige Vereinbarungen hin, die auf das gleiche klimapolitische Ziel bezogen sind. Ob es sich um Maßnahmen der EU handeln muss oder auch nationale Maßnahmen in Betracht kommen, ist unklar, aber wohl in ersterem Sinne zu beantworten. Da der betreffende Mitgliedstaat ohnehin dem Projekt zustimmen muss, kann er bei nationalen Maßnahmen selbst die Zielkonsistenz verantwortlich beurteilen (und dabei auch in Rechnung stellen, dass manche Maßnahmen, wie z.B. Maisanbau auf entwässerten Moorstandorten für die Biogasproduktion, für den Klimaschutz kontraproduktiv sein mögen). In Betracht kommen im Bereich der Landnutzung insbesondere ordnungsrechtliche Anforderungen oder Anforderungen zur Erfüllung anderweitiger Verpflichtungen, u.a. des Agrarumweltschutzes („Cross Compliance“) im Rahmen der Beihilfegewährung nach der Verordnung Nr. 73/2009 (Direktzahlungsverordnung) sowie der Verordnung Nr. 1698/2005, geändert durch die Verordnung Nr. 74/2009 (ELER-Verordnung). In der Sache wird es sich hierbei aber meist um die Beurteilung der Zusätzlichkeit handeln, die bei der Anerkennung von Gutschriften aus senkenbezogenen Projekten ein Grunderfordernis darstellt, aber auch bei solchen aus quellenbezogenen Projekten zu beachten ist. Eine echte Kollision und sei es auch nur im Sinne einer Behinderung anderer klimapolitischer Maßnahmen – die Richtlinie spricht insoweit davon, dass die Projekte solchen Maßnahmen nicht „im Wege stehen“ dürfen – ist im Bereich der Landnutzung insbesondere bzgl. der Moorbewirtschaftung gut vorstellbar (kontraproduktive Förderungen der entwässerungsbasierten Moorbewirtschaftung: Direktzahlungen für, „Agrarumweltprogramme“, Ökolandbauprämie, EEG). Mögliche Kollisionen mit Belangen der Biodiversität sind dagegen nicht angesprochen, was einen Mangel der gesetzlichen Regelung darstellt.

Hinsichtlich der Zusätzlichkeit der Maßnahmen sind zwei Fragestellungen zu unterscheiden: Zum einem ist die Durchführung eines Ausgleichsprojekts ausgeschlossen, wenn der Landnutzer bereits aufgrund des Umweltordnungsrechts verpflichtet ist, Maßnahmen zu vermeiden, die die THG- Emissionen verstärken oder Senkenfunktionen beeinträchtigen. Allerdings erfassen die gegenwärtig anerkannten Grundsätze der guten fachlichen Praxis nach § 5 BNatSchG (in der ab 1. März 2010 geltenden Fassung), § 17 BBodSchG und der Düngeverordnung die Fallgestaltungen, in denen Ausgleichsprojekte in Betracht kommen, meist nicht. Insbesondere ist der Grünlandumbruch – abgesehen von Moorstandorten – nur aus Gründen untersagt, die anderen Zwecken als denen des Klimaschutzes dienen (erosionsgefährdete Hänge, Überschwemmungsgebiete, Standorte mit hohem Grundwasserstand; § 5 Abs. 2 Nr. 5 BNatSchG). Auch die Anforderungen der Düngeverordnung hinsichtlich Art und Menge der Düngemittel, Düngungszeiträumen und Düngetechnik sind am Gewässerschutz, nicht am Klimaschutz ausgerichtet.

Zum anderen könnte es einen Wertungswiderspruch darstellen, dass Landnutzer Maßnahmen, zu denen sie zwar nicht verpflichtet sind, die sie aber nach Art. 6, Anhang III der Verordnung Nr. 73/2009 (Direktzahlungen-Verordnung) sowie nach Art. 39 Abs. 3, 50a Abs. 1 der Verordnung Nr. 1698/2005 (ELER-Verordnung), geändert durch die Verordnung Nr. 74/2009, durchführen müssen, um Agrarsubventionen zu erhalten (insbesondere: Erhaltung der Flächen in „gutem landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand“), noch einmal als Ausgleichsprojekte ausgestalten könnten. Indessen ist auch hier der Kollisionsbereich klein. In der Sache geht es wiederum insbesondere um den Grünlandumbruch, dessen Unterlassung nach Art. 6 Abs. 2 und Anhang III der Verordnung Nr. 73/2009 (bzw. Art. 5 Abs. 2 der Verordnung Nr. 1782/2003, der im Rahmen der ELER-Verordnung noch gilt) zu den verpflichtenden Maßnahmen gehört. Es handelt sich dabei jedoch um ein pauschales Schutzkonzept, das einem Grünlandumbruch an einem konkreten Standort nicht entgegensteht, soweit dieser durch Umwandlung anderer Flächen in Grünland ausgeglichen wird. Außerdem müssen die Mitgliedstaaten nur einer erheblichen Abnahme des Dauergrünlands entgegenwirken, wofür § 5 Abs. 3 Nr. 1 Direktzahlungen-Verpflichtungen-Gesetz eine Schwelle von 5% setzt. Erst bei einer Abnahme des gesamten Grünlandanteils unter 10% greifen einzelbetriebliche Wiederherstellungspflichten (Art. 3 Abs. 2, Art. 4 Abs. 2 Verordnung Nr. 1122/2009). Deutschland hat diese Schwelle allerdings auf 8% gesetzt (§ 5 Abs. 3 Nr. 2 Direktzahlungen-Verpflichtungen-Gesetz). Damit steht allerdings auch fest, dass insoweit letztlich keine Wertungswidersprüche zwischen Agrarsubventionen und Ausgleichsprojekten auftreten.

In beiden Fallgestaltungen stellt sich aber die Frage, ob es klimapolitisch nicht sinnvoller wäre, die Grundsätze der guten fachlichen Praxis entsprechend anzureichern und damit flächendeckend verpflichtend auszugestalten oder jedenfalls die Anforderungen an den guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand als Voraussetzung für die flächendeckende Vergabe von Agrarsubventionen zu verstärken, als mit dem eher punktuell einsetzbaren, freiwilligen Instrument des Ausgleichsprojekts zu arbeiten. Diese Frage wird unter Ziff. 11 behandelt.

Weiterhin ist daran zu denken, mögliche Verlagerungen von THG-Emissionen in Folge einer Projektmaßnahme („carbon leakage“) zu berücksichtigen. Dies gilt jedenfalls dann, wenn der Landwirt Produktionseinschränkungen im Rahmen eines Ausgleichsprojekts durch klimaschädliche Intensivierung der Landnutzung auf projektfreien Flächen zu „kompensieren“ versucht. Als Modell kann hier die Regelung in Art. 50a der ELER-Verordnung dienen, die Empfänger von besonderen Beihilfen für Umweltleistungen nach Art. 38 der Verordnung für die gesamten Betriebsflächen an die Einhaltung der anderweitigen Verpflichtungen bindet. Damit

soll – über die Kürzung der Einkommensbeihilfen hinaus – einer ersatzweisen Intensivierung der Landnutzung entgegen gewirkt werden.

Die Zuständigkeit für die Ausgestaltung eines rechtlichen Regelungsrahmens für nationale Ausgleichsprojekte liegt bei der Kommission (Art. 24a Abs. 2 der Richtlinie). Man wird allerdings davon ausgehen können, dass sich die Kommission dabei an den Kernelementen von JI und CDM, auf die die alte Emissionshandelsrichtlinie Bezug nimmt und die in das deutsche Projekt-Mechanismen-Gesetz integriert sind, orientieren wird, soweit nicht die Tatsache, dass es sich bei den Ausgleichsprojekten um rein nationale Projekte handelt, Abweichungen erfordert. Insbesondere geht es dabei um die Gewährleistung der Zusätzlichkeit. Das Grundmodell lässt sich dahin beschreiben, dass es zunächst eines Projektantrags bedarf, der Datengrundlagen, insbesondere auch zur Ausgangslage Annahmen über Zusammenhänge zwischen Aktivität und Emissionen bzw. Abbau von Emissionen sowie Methoden enthält. Für die Bewirtschaftung und Wiedervernässung von Mooren wird gerade im Rahmen eines vom BMU im Rahmen der Internationalen Klimainitiative (IKI) geförderten Projektes in Weißrussland beispielhaft ein entsprechendes Instrument entwickelt, dessen Erkenntnisse sich auch auf nationaler und EU-Ebene nutzen lassen. Der Projektantrag ist durch einen Gutachter zu überprüfen und zu bewerten (Validierung). Gemäß Art. 24a Abs. 3 der Richtlinie bedarf der Projektantrag auch der behördlichen Genehmigung. Während des Laufs der Tätigkeit müssen die Emissionen bzw. deren Abbau ermittelt und es muss hierüber berichtet werden (Monitoring und Berichterstattung). Die festgestellten Emissionsminderungen sind durch einen Gutachter zu überprüfen (Verifizierung). Auf dieser Grundlage kann dann die Vergabe von Zertifikaten oder Gutschriften erfolgen (Zertifizierung). Im Einzelnen erscheint es denkbar, zwischen der Minderung von Emissionen aus Quellen und deren Abbau durch Senken Unterschiede in der Intensität der Überprüfung zu machen. Im Hinblick auf Quellen liegt es nahe, sich auch an den Ergebnissen der internationalen Verhandlungen zum sog. REDD-Mechanismus („reduction of emissions from deforestation and degradation“) zu orientieren, der auf dem freiwilligen Markt bereits existiert. In Bezug auf Senken kann man sich an ARD orientieren (Afforestation, Reforestation, Deforestation; Art. 3 Abs. 3 Kyoto-Protokoll), was, ähnlich wie REDD, auf dem freiwilligen Markt ein etabliertes Konzept darstellt.

Weiterhin ist zu entscheiden, ob und in welcher Weise quantitative Grenzen für die Generierung von Zertifikaten und Gutschriften gezogen werden sollen, insbesondere um einer „Verwässerung“ des Zertifikatemarktes mit der damit verbundenen Abschwächung der durch den Emissionshandel verbundenen Anreize entgegen zu wirken.

10.3. Naturschutz- und planungsrechtliche Rahmenbedingungen für die Förderung von Ausgleichsprojekten

Um eine Minderung von THG durch landwirtschaftlichen Aktivitäten und die Verstärkung von Senken im Rahmen solcher Aktivitäten durch Ausgleichsprojekte zu fördern, kann insbesondere auf das Instrument der Landschaftsplanung nach den §§ 9 ff. BNatSchG (in der ab 1. März 2009 geltenden Fassung) zurückgegriffen werden. Nach § 9 Abs. 3 Buchst. c und e BNatSchG sollen Landschaftspläne Angaben über Flächen enthalten, die für künftige Maßnahmen des Naturschutzes (die nach § 1 Abs. 1 Nr. 2, Abs. 4 Nr. 4 BNatSchG auch den Klimaschutz umfassen) besonders geeignet sind oder dem Schutz, der Qualitätsverbesserung und Regeneration u.a. von Böden und Klima dienen. Dabei kommt insbesondere die regionale Ebene, also der Landschaftsrahmenplan (§ 10 BNatSchG), daneben auch der örtliche Landschaftsplan (§ 11 BNatSchG) in Betracht. Die im Plan getroffenen Bewertungen sind in sämtlichen Planungen und Verwaltungsverfahren zu berücksichtigen (§ 9 Abs. 5 BNatSchG). Über die Berücksichtigungspflicht hinaus können derartige Ausweisungen Verbindlichkeit durch ihre Aufnahme etwa in den regionalen Raumordnungsplan (§ 8 ROG) und in den Flächennutzungsplan (§ 5 BauGB) erlangen. Mit den in § 8 ROG vorgesehenen Gebietskategorien (Abs. 5 Nr. 2 Buchst. a und c), der Rezeptionsklausel (Abs. 4) und den abgestuften Verbindlichkeitskategorien (Vorrang-, Vorbehalts- und Eignungsgebiete, Abs. 7) enthält das Gesetz alle Voraussetzungen für eine Aufnahme in den Raumordnungsplan, die auch auf die im Range niederen Planungsstufen durchschlägt (§ 4 Abs. 1, § 8 Abs. 2 ROG, § 1 Abs. 4 BauGB). Auch der Flächennutzungsplan gestattet die Festsetzung von Flächen für Maßnahmen zur Pflege und Entwicklung von Boden, Natur und Landschaft, allerdings nicht der Maßnahmen selbst (§ 5 Abs. 2 Nr. 10 BauGB). Dagegen können im Bebauungsplan sowohl Flächen als auch Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege festgesetzt werden (§ 9 Abs. 1 Nr. 20 BauGB). Allerdings wird die in beiden Fällen erforderliche spezifisch städtebauliche Begründung wohl regelmäßig einer eigenständigen Ausweisung von Flächen oder Flächen und Maßnahmen für Projekte des Klimaschutzes entgegenstehen. In erster Linie dienen auch diese Planungsinstrumente der Aufnahme von Festsetzungen im örtlichen Landschafts- oder Grünordnungsplan hinsichtlich der Flächen und Maßnahmen des Klimaschutzes (§ 11 Abs. 2 BNatSchG).

Im Ergebnis ist daher festzustellen, dass die naturschutzrechtlichen Fachpläne und die Pläne der allgemeinen räumlichen Planung einen Beitrag zur Sicherung von Flächen zu leisten vermögen, die für Ausgleichsprojekte in Betracht kommen. Darüber hinaus können Landschafts-

pläne bei entsprechenden Aussagen die Bewertungen beeinflussen, die bei der Durchführung von Ausgleichsprojekten zu treffen sind. Einfluss auf die tägliche Wirtschaftsweise der Landwirte, d.h. klimaschädliche Landnutzungsänderungen, vermögen Landschaftspläne insoweit zu nehmen, als sie ggf. die Vermutung widerlegen können, dass ein Eingriff bei Beachtung der guten fachlichen Praxis nicht den Zielen des Naturschutzes und der Landschaftspflege widerspricht (§ 14 Abs. 2 BNatSchG).

11 Umweltordnungs- und agrarbeihilferechtliche Ansätze

Als Alternative für die direkte oder indirekte Einbeziehung der Landnutzung in den Emissionshandel unter dem Gesichtspunkt des Klimaschutzes kommen zum einen umweltordnungsrechtliche Regelungen in Betracht. Sie haben den Vorteil, dass sie flächendeckend und verpflichtend sind, führen allerdings auch zu einem erheblichen Vollzugaufwand. Sie setzen im Vergleich zu den Ausgleichsprojekten regelmäßig voraus, dass die Maßnahme einer Generalisierung fähig ist, dass die flächendeckende Regelung unter dem Gesichtspunkt des Klima- und Naturschutzes sinnvoll ist und eine solche umfassende Verpflichtung ohne finanziellen Ausgleich angemessen ist. Die vielfältigen politischen Meinungsverschiedenheiten über den Umfang der guten fachlichen Praxis belegen, dass hier auch ein erhebliches politisches Konfliktpotenzial besteht. Allerdings sind nach bisherigem Recht die Regeln der guten fachlichen Praxis ohne direkte Sanktionen ausgestaltet. Mittelbar kann deren Nichtbeachtung aber über die Eingriffsregelung rechtliche Wirkung entfalten, weil nach § 14 Abs. 2 BNatSchG dann die Vermutung entfällt, dass bei deren Beachtung kein Eingriff in Natur und Landschaft vorliegt.

Weiterhin kommen als Alternative zu Ausgleichsprojekten Maßnahmen im Rahmen der Agrarbeihilfen in Betracht. Zum Teil geht es dabei um ökologische Bedingungen für die Gewährung solcher Beihilfen („Cross Compliance“), zum Teil aber auch um die unmittelbare Förderung von Umweltleistungen der Landwirte. Je nach Ausrichtung stehen diese Maßnahmen dem ordnungsrechtlichen Ansatz oder mehr dem Konzept des Ausgleichsprojekts nahe.

11.1. Umweltordnungsrecht (gute fachliche Praxis)

Analysiert man die gegenwärtigen Regelungen der „guten fachlichen Praxis“ nach § 5 Abs. 2 BNatSchG, § 17 Abs. 2 BBodSchutzG und der Düngeverordnung, so muss man feststellen, dass kaum eine der unter Ziff. 7 erwogenen Maßnahmen des Klimaschutzes in der Landwirtschaft durch eine Regel der guten fachlichen Praxis abgedeckt ist.³²

§ 5 Abs. 2 Nr. 5 BNatSchG erfasst allerdings den Grünlandumbruch an Moorstandorten. Darüber hinaus dienen die dort ausgesprochenen beschränkten Verbote des Grünlandumbruchs anderen Zielen als denen des Klimaschutzes. Hinsichtlich des Bodenschutzes nennt die Begriffsbestimmung der Bodenfunktionen in § 2 Abs. 2 Nr. 1 Buchst. c BBodSchG zwar auch dessen Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaufunktionen und enthält insoweit Ansätze zum Klimaschutz. Jedoch bestimmt § 17 Abs. 1 S.1 BBodSchG, dass die Vorsorgepflichten des Gesetzes

³² So auch Schrader, NuR 2009, 747, 750.

(§ 7) im Bereich der Landwirtschaft durch die Beachtung der Regeln der guten fachlichen Praxis erfüllt werden. § 17 Abs. 2 BBodSchG konzentriert sich dabei aber auf die Erhaltung des Humusgehalts des Bodens. Klimaschutzbezogene Regeln der guten fachlichen Praxis fehlen. Die Tierhaltung ist in beiden Gesetzen überhaupt nicht angesprochen. Die Düngeverordnung konzentriert sich auf den Gewässerschutz. Ihre Regelungen über Menge, Art und Zeit der Ausbringung von Düngemitteln sind von dieser, in der Nitrat-Richtlinie vorgegebenen Zielsetzung geprägt und werden den Postulaten des Klimaschutzes nicht gerecht.

Von daher geht die Aufgabe dahin, nach Ausschöpfung der Möglichkeiten des Klimaschutzes bei der Landnutzung durch direkte oder indirekte Einbeziehung in den Emissionshandel, auch an eine Anreicherung der Regeln der guten fachlichen Praxis zu denken. Neue Regelungen dieser Art dürften zwar auf erhebliche politische Widerstände treffen, an ihrer Notwendigkeit dürfte jedoch kein Zweifel bestehen.

Bei der klimafreundlichen Ausgestaltung der Regeln der guten fachlichen Praxis stellt sich das Problem, dass nach den Ausführungen unter Ziff. 4 und 7 erhebliche Unsicherheiten über den Beitrag bestimmter Arten der Landnutzung zur Erzeugung von THG und damit auch über das Reduzierungspotenzial von Beschränkungsmaßnahmen bestehen. Probleme dieser Art lassen sich durch Anwendung des Vorsorgeprinzips lösen. Das in der deutschen Umweltpolitik seit jeher anerkannte und auch rechtlich als allgemeiner Rechtsgrundsatz des Umweltrechts anzusehende Vorsorgeprinzip³³ ist Teil der verfassungsrechtlichen Schutzpflicht für die Umwelt nach Art. 20a GG.³⁴ Auf jeden Fall lässt sich nicht bezweifeln, dass der Staat nach Art. 20a GG berechtigt ist, im Rahmen der Umweltpolitik das Vorsorgeprinzip anzuwenden. Es können daher auch bei wissenschaftlicher Unsicherheit über den Beitrag einer Tätigkeit zur Erzeugung von klimaschädlichen THG³⁵ staatliche Regelungen getroffen werden. Voraussetzung ist, dass es sich nicht lediglich um einen hypothetischen („spekulativen“) Verdacht handelt, sondern aufgrund wissenschaftlicher Erkenntnisse (die nicht notwendig empirischer Art sein müssen) plausible Gründe zu der Annahme bestehen, dass eine bestimmte Aktivität einen nennenswerten Beitrag zur Erzeugung von THG und damit zum Klimawandel leistet.³⁶ Allerdings gilt auch, dass die verfassungsrechtlichen Anforderungen an die Verhältnismäßigkeit

³³ Vgl. Reh binder, in: Hansmann/Sellner, Grundzüge des Umweltrechts, 3. Aufl. 2007, Teil 3 Rdnr. 22-24; Kloepfer, Umweltrecht, 3. Aufl. 2004, § 4 Rdnr. 6, 8 f. Im EU-Recht ist das Vorsorgeprinzip in Art. 191 Abs. 2 des Vertrages über die Arbeitsweise der Europäischen Union – A EUV (bisher Art. 174 Abs. 2 EG-Vertrag) niedergelegt.

³⁴ Vgl. speziell zum Klimaschutz Groß, Welche Klimaschutzpflichten ergeben sich aus Art. 20a GG?, ZUR 2009, 364-367; Winkler, Klimaschutzrecht, 2005, S. 36 ff..

³⁵ Es wird dabei unterstellt, dass der Schutz des globalen Klimas gegen anthropogen erzeugte THG zumindest durch das Vorsorgeprinzip gerechtfertigt ist; vgl. Groß, ZUR 2009, 364, 366 ff.

³⁶ BVerwGE 72, 300, 315; BVerwGE 92, 185, 196; BVerwG, NVwZ 1992, 984, 985; NVwZ 1997, 497, 498; Reh binder, aaO, Rdnr. 65-73.

der staatlichen Vorsorgemaßnahmen zum Schutz der wirtschaftlichen Grundrechte der Normadressaten („Risikoproportionalität“) umso strenger sind, je weniger gesichert die wissenschaftlichen Anhaltspunkte für einen Kausalbeitrag sind. Dabei kommt es auf die wirtschaftlichen Auswirkungen auf die Gesamtheit der Normadressaten, nicht auf die Auswirkungen auf einen einzelnen Normadressaten an.³⁷ Aufgrund dieser Vorgaben kommen bei den einzelnen, neu einzuführenden Anforderungen der guten fachlichen Praxis ggf. auch unterschiedliche Lösungen in Betracht.

11.2. Agrarbeihilferecht

Seit langem verfolgt das Agrarbeihilfenrecht auch ökologische Funktionen. Zunächst ist an den Einsatz der „anderweitigen Verpflichtungen“ („Cross Compliance“) nach Art. 6, Anhang III der Verordnung Nr. 73/2009 (Direktzahlungen-Verordnung) zu denken. Der Vorteil eines derartigen Regelungsansatzes liegt darin, dass er im Gegensatz zu Ausgleichsprojekten ebenfalls praktisch flächendeckend wäre und im Hinblick auf die Verknüpfung mit den Einkommensbeihilfen eine erhebliche faktische Verpflichtungswirkung hätte – vorausgesetzt, dass die Überwachung effektiv ausgestaltet ist. Andererseits dürften Neuregelungen politisch leichter durchsetzbar sein als solche im Bereich der guten fachlichen Praxis, da es doch einen Unterschied macht, ob eine formell-rechtliche Verpflichtung besteht oder ob lediglich staatliche Vergünstigungen gekürzt oder gar versagt werden. Hinsichtlich der verfassungsrechtlichen Anforderungen gilt ein reduzierter Kontrollmaßstab, da den Adressaten keine Verpflichtungen auferlegt, vielmehr nur eine staatliche Vergünstigung bei Nichteinhaltung bestimmter Bedingungen versagt wird. Letztlich dürfte hier nur der Gleichheitssatz des Art. 3 Abs. 1 GG in Form des Willkürverbots eingreifen.³⁸

In der Sache geht es insbesondere um das Erfordernis der Erhaltung der Flächen in „gutem landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand.“ Gegenwärtig ist unter den Maßnahmen des Klimaschutzes, auch in Verbindung mit dem Schutz der Biodiversität, die nach den Ausführungen unter Ziff. 7 in Betracht zu ziehen sind, lediglich der Grünlandumbruch von der „Cross Compliance“ erfasst. Die Unterlassung von Grünlandumbruch gehört nach Art. 6 Abs. 2 und Anhang III der Verordnung Nr. 73/2009 an sich zu den verpflichtenden Maßnahmen. Es wurde allerdings schon dargelegt, dass es sich zunächst nur um einen pauschalen Schutz handelt, der erst bei erheblicher Abnahme von Dauergrünland zu einzelbetrieblichen Maßnahmen

³⁷ BVerwGE 69, 37, 45.

³⁸ Vgl. zu Sonderzuteilungen im Rahmen des Emissionshandels: BVerfGE 118, 79, 99 ff..

führt. Hier besteht Änderungsbedarf zum Schutz von Dauergrünland, insbesondere solchem mit einem hohen Anteil an organischer Substanz. Die Tierhaltung ist in der Verordnung gegenwärtig nur unter dem Gesichtspunkt des Tierschutzes geregelt.

Weitere aus Sicht des Klimaschutzes bzw. Biodiversitätsschutzes ggf. erwünschte Änderungen im Anforderungsprofil des Art. 6, Anhang III der Direktzahlungen-Verordnung können nur durch die EU durchgeführt werden. Die Liste des Anhangs III unterscheidet zwischen verpflichtenden und fakultativen Standards; letztere stehen zudem unter dem Vorbehalt der Status quo-Bewahrung (Art. 6 Abs. 2, UAbs. 2). Weiteren Spielraum besitzen die Mitgliedstaaten im Interesse der Kohärenz innerhalb der EU nicht. Sie sind nach der Verordnung nicht befugt, zusätzliche Cross-Compliance-Anforderungen für die Vergabe von Einkommensbeihilfen einzuführen (Art. 6 Abs. 1 S. 3).

Daneben ist darauf hinzuweisen, dass es im Rahmen des Förderungsprogramms für Agrarumweltmaßnahmen nach der ELER-Verordnung (Art. 36 Buchst. a, iv, b i in Vbg. mit Art. 39) eine breite Palette von Maßnahmen gibt, die je nach Ausgestaltung durch die Länder bereits jetzt für die Förderung der unter Ziff. 4 und 7 vorgeschlagenen Maßnahmen genutzt werden können (von Münchhausen et al. 2009). Art. 16a ELER-Verordnung (eingefügt durch die VO 74/2009) sieht eine Ausdehnung der Förderung auf Maßnahmen des Klimaschutzes vor, die aufgrund der schrittweisen Umschichtung von Mitteln aus der ersten in die zweite Säule der Agrarpolitik finanziert werden sollen. Für die künftige Ausgestaltung sind primär die Länder zuständig. Allerdings besitzt der Bund, soweit er aufgrund der Gemeinschaftsaufgabe „Förderung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“ kofinanziert, Mitwirkungsmöglichkeiten. Die Förderung als Agrarumweltmaßnahme bietet sich besonders an, soweit die Auferlegung einer generellen ordnungsrechtlichen Verpflichtung als gute fachliche Praxis oder Ausgestaltung als anderweitige Verpflichtung im Rahmen der Direktzahlungen umweltpolitisch nicht sinnvoll oder nicht angemessen erscheint, andererseits die Maßnahme nicht in den Rahmen eines Ausgleichsprojekts passt.

12 Literatur

- BMELV (2008): Bericht des BMELV für einen aktiven Klimaschutz der Agrar-, Forst- und Ernährungswirtschaft und zur Anpassung der Agrar- und Forstwirtschaft an den Klimawandel zum Klimaschutz im Bereich Land- und Forstwirtschaft. <http://www.bmelv.de/cae/servlet/contentblob/383152/publicationFile/22425/Klimaschutzbericht2008.pdf>
- Becker K.W. (Hrsg.) (1992): Landbau - Stickstoff - Boden - Nitrat - Grundwasser: Denitrifikation als möglicher Regulator - Messung – Faktoren. Göttinger Bodenkundliche Berichte 92, Göttingen.
- Couwenberg J. (2007): Biomass energy crops on peatlands: on emissions and perversions. IMCG Newsletter 3: 12-14.
- Couwenberg J., Augustin J., Michaelis D., Wichtmann W. & Joosten H. (2008): Entwicklung von Grundsätzen für eine Bewertung von Niedermooren hinsichtlich ihrer Klimarelevanz. DUENE e.V., Greifswald.
- Crutzen P.J., Mosier A.R., Smith K.A. & Winiwarter W. (2008): N₂O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. Atmos. Chem. Phys. 8: 389–395.
- Dämmgen U. (Hrsg.) (2006): Berechnungen der Emissionen aus der Landwirtschaft – Nationaler Emissionsbericht 2006 für 2004: Tabellen. FAL, Braunschweig.
- DVGW (2004): Arbeitsblatt W104 Grundsätze und Maßnahmen einer gewässerschützenden Landbewirtschaftung.
- Eulenstein F., Drechsler H., Luyten-Naujoks K., Feldwisch N., Buttlar C. v. & Beisecker R. (2010): Empfehlungen für den "Biogas-Anbau" aus Sicht des Gewässerschutzes. In: DWA-Energietage Integrierte Energiekonzepte für die Wasserwirtschaft: Biogas - Abwasser - Wasserkraft, 19.-21. April 2010, Potsdam. DWA, Hennef: 1-10.
- Flessa, H. 2009: Klimawandel -Herausforderungen für die Land- und Forstwirtschaft: Vortrag auf der Fachtagung: Aktiver Klimaschutz und Anpassung an den Klimawandel. Braunschweig.
- Freibauer A., Drösler M., Gensior A. & Schulze E.-D. (2009): Das Potenzial von Wäldern und Mooren für den Klimaschutz in Deutschland und auf globaler Ebene. Natur und Landschaft 84 (1): 20-25.
- Groß T. (2009): Welche Klimaschutzpflichten ergeben sich aus Art. 20a GG? Zeitschrift für Umweltrecht (ZUR): 364-36.
- Heissenhuber A. & Zehetmeier M. (2008): Klima, Landwirtschaft und Ernährungssicherung. KTBL-Schrift 472: 7-22.
- Hirschfeld J., Weiß J., Preidl M. & Korbun T. (2008): Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland. Schriftenreihe des IÖW 186.
- Höper H. (2007): Freisetzung von Treibhausgasen aus deutschen Mooren. Telma 37: 85-116.
- IPCC (2007): Mitigation of Climate Change. The IPCC 4th Assessment Report. Genf.
- Joosten H., Augustin J., Schäfer A. & Sirin A. (2006): Peatland restoration and climate: Of gasses, guesses, gains, and guts. Institute of Botany and Landscape Ecology, Greifswald University, Greifswald.
- Kloepfer M. (2004): Umweltrecht, 3. Aufl. C.H. Beck, München.

- Kommission (2008): Kommission der Europäischen Gemeinschaften. Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Richtlinie 2003/87/EG zwecks Verbesserung und Ausweitung des EU-Systems für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten. KOM(2008)16 endgültig. Brüssel.
- Meyer B. (Hrsg.) (1992): Landbau; Stickstoff Boden; Nitrat Grundwasser. Göttinger Bodenkundliche Berichte 96, Göttingen.
- MLUV M-V (2009): Konzept zum Schutz und zur Nutzung der Moore. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin.
- Möller K., Leithold G., Michel J., Schnell S., Stinner W. & Weiske A. (2006): Auswirkung der Fermentation biogener Rückstände in Biogasanlagen auf Flächenproduktivität und Umweltverträglichkeit im Ökologischen Landbau. Endbericht: DBU – AZ15074, Gießen/Leipzig.
- Osterburg B. (2009): Maßnahmen zur Verringerung der THG-Emissionen unter Berücksichtigung von Kohlenstoffsinken. Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie 2009/03: 38-42.
- Quirin M., Gärtner S.O., Pehnt M. & Reinhardt G.A. (2004): CO₂-neutrale Wege zukünftiger Mobilität durch Biokraftstoffe: Eine Bestandsaufnahme (CO₂ Mitigation through Biofuels in the Transport Sector. Status and Perspectives). Final report. IFEU Heidelberg. By order of FVV, Frankfurt.
- Rahmann G., Aulich K., Barth K., Böhm H., Koopmann R., Oppermann R., Paulsen H.-M. & Weißmann F. (2008): Klimarelevanz des Ökologischen Landbaus – Stand des Wissens. Landbauforschung - vTI Agriculture and Forestry Research 58/2008: 71-89.
- Rehbinder E. (2007): Ziele, Grundsätze, Strategien, Instrumente. In: Hansmann K. & Sellner, D., Grundzüge des Umweltrechts. 3. Aufl. Teil 3. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Schäfer A. & Joosten H. (Hrsg.) (2005): Erlenaufforstung auf wiedervernässten Niedermoo- ren. DUENE e.V., Greifswald.
- Schindler U., Eulenstein F. & Mueller L. (1999): Sind Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von weniger als 50 mg NO₃/l auf Ackerstandorten in Nordostdeutschland realistisch? In: Mitteilng. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 91: 1323-1326.
- Schrader A. (2009): Bodenschutz, Landwirtschaft und Klimaschutz. Natur und Recht 31: 47-753.
- Schulze E.D., Luyssaert S., Ciais P., Freibauer A., Janssens I.A. et al. (2009): Importance of methane and nitrous oxide for Europe's terrestrial greenhouse-gas balance. Nature Geoscience 2: 842-850.
- Searchinger T., Heimlich R., Houghton R.A., Dong F., Elobeid A., Fabiosa J., Tokgoz S., Hayes D. & Yu T.-H. (2008): Use of U.S. croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. Science 319: 1238-1240.
- Smith P., Martino D., Cai Z. und 15 weitere Autoren (2007): Policy and technological constraints to implementation of greenhouse gas mitigation options in agriculture. Agriculture, Ecosystems and Environment 118: 6-28.
- Smith P., Martino D., Cai Z. und 17 weitere Autoren (2008): Greenhouse gas mitigation in agriculture. Philosophical Transactions of the Royal Society B 363: 789-813.
- SRU (2008): Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels. Erich Schmidt Verlag, Berlin.

- UBA (2006): Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990-2004. Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen.
- UBA (2007): Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990-2005. Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen.
- UBA (2009): Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 - 2007. Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen.
- von Münchhausen S., Knickel K., Rehbinder E., Güthler W., Rimpau J., & Metea D. (2009): Gemeinsame Agrarpolitik (GAP): Cross Compliance und Weiterentwicklung von Agrarumweltmaßnahmen. Naturschutz und Biologische Vielfalt 77, Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- von Witzke H. & Noleppa S. (2007): Methan und Lachgas - Die vergessenen Klimagase. Wie die Landwirtschaft ihren Beitrag zum Klimaschutz leisten kann - Ein klimaschutzpolitischer Handlungsrahmen. WWF Deutschland, Frankfurt am Main.
- vTI (Johann Heinrich von Thünen-Institut) (2010): Antworten des Johann Heinrich von Thünen-Instituts für die öffentliche Anhörung des Ausschusses für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Deutschen Bundestages am 22. Februar 2010 zum Thema „Landwirtschaft und Klimaschutz“. Ausschussdrucksache 17(10)101-F.
- Wegener, J.-K. (2006): Treibhausgas-Emissionen in der deutschen Landwirtschaft: Herkunft und technische Minderungspotenziale mit besonderer Berücksichtigung von Biogas. Dissertation Georg August Universität Göttingen, Göttingen.
- Werner A., Roth R. & Müller A. (2003): Naturschutz in der Landwirtschaft durch Satellitennavigation. In: Flade M., Plachter H., Henne E. & Anders K. [Hrsg.]: Naturschutz in der Agrarlandschaft. Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projektes, Verlag Quelle und Meyer: 314-316.
- Wichtmann W., Couwenberg J. & Kowatsch A. (2009): Standortgerechte Landnutzung auf wiedervernässten Niedermooren. Klimaschutz durch Schilfanbau. Ökologisches Wirtschaften 1/2009: 25-27.
- Wichtmann W. & Schäfer A. (2004): Nutzung von Niederungsstandorten in Norddeutschland. Wasserwirtschaft 94 (5): 45 - 48.
- Winkler M. (2005): Klimaschutzrecht. LIT-Verlag, Berlin.
- Wulf, A. (2008): Endbericht zum Teilprojekt „Charakterisierung und Analyse der Biobrennstoffe „Schilfrohr- und „Rohrglanzgras“ und Verbrennungstests“ im Forschungsprojekt „Energiebiomasse aus Niedermooren“ (ENIM), unveröffentlicht.