Johann Heinrich von Thünen-Institut

Sonderheft 361
Special Issue

Studie zur Vorbereitung einer effizienten und gut abgestimmten Klimaschutzpolitik für den Agrarsektor

Heinz Flessa, Daniela Müller, Katharina Plassmann, Bernhard Osterburg, Anja-Kristina Techen, Heike Nitsch, Hiltrud Nieberg, Jürn Sanders, Olaf Meyer zu Hartlage, Elisabeth Beckmann, Victor Anspach

Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz

Bibliografische Information der Deutschen Bibliothek

Die Deutsche Bibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über http://www.d-nb.de/ abrufbar.

Johann Heinrich von Thünen-Institut

2012

Landbauforschung
vTI Agriculture and Forestry Research

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesforschungsinstitut für
Ländliche Räume, Wald und Fischerei (vTI)

Bundesallee 50, D-38116 Braunschweig,
Germany

Die Verantwortung für die Inhalte liegt bei den jeweiligen Verfassern bzw. Verfasserinnen.

landbauforschung@vti.bund.de
www.vti.bund.de

Preis 18 €

ISSN 0376-0723
ISBN 978-3-86576-087-6

Landbauforschung
vTI Agriculture and Forestry Research

Sonderheft 361
Special Issue

Studie zur Vorbereitung einer effizienten und gut abgestimmten Klimaschutzpolitik für den Agrarsektor

Heinz Flessa, Daniela Müller, Katharina Plassmann (AK), Bernhard Osterburg, Anja-Kristina Techen, Heike Nitsch (LR), Hiltrud Nieberg, Jürn Sanders, Olaf Meyer zu Hartlage, Elisabeth Beckmann, Victor Anspach (BW)

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei
Institut für Agrarrelevante Klimaforschung (AK)
Institut für Ländliche Räume (LR)
Institut für Betriebswirtschaft (BW)
Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

Vorwort

Der Forschungsbericht „Studie zur Vorbereitung einer effizienten und gut abgestimmten Klimaschutzpolitik für den Agrarsektor“ wurde im Rahmen des gleichnamigen Forschungsprojekts erstellt, das vom Niedersächsischen Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung und dem Niedersächsisches Ministerium für Umwelt- und Klimaschutz gefördert wurde.

Ziel der Studie ist die Bewertung von möglichen Klimaschutzmaßnahmen für den Agrarsektor Niedersachsens. Im Fokus steht die Minderung der Emission von Treibhausgasen und Ammoniak aus der Landwirtschaft. Weiterhin werden Klimaschutzmaßnahmen im Bereich der Ernährungsindustrie und des Verbraucherverhaltens analysiert. Es werden sowohl Emissionsminderungspotenziale von technisch-organisatorischen Klimaschutzmaßnahmen abgeleitet als auch politische Maßnahmen zu ihrer Umsetzung aufgezeigt.

Da die wissenschaftliche Bewertung von Maßnahmen mitunter nicht eindeutig ist und es erhebliche Standortunterschiede hinsichtlich der Klimaschutzwirkung und der Kosteneffizienz von Klimaschutzmaßnahmen im Agrarsektor gibt, bleiben viele Fragen offen. Dennoch ergibt sich ein sehr klares Bild, welche Bereiche die zentralen Ansatzpunkte für Klimaschutzmaßnahmen im Agrarsektor Niedersachsens darstellen.

Der vorliegende Bericht beginnt mit einem zusammenfassenden Fazit. Die ausführliche Darstellung und Bewertung der Ergebnisse des Forschungsvorhabens erfolgt in zwei Teilen:

Der erste Teil des Berichts besteht aus einem zusammenfassenden Kurzbericht, der für die Regierungskommission Klimaschutz des Landes Niedersachsen erarbeitet wurde. In ihm werden die wichtigsten Ergebnisse gestrafft dargestellt.

In einzelnen Kapiteln wird die Bedeutung der niedersächsischen Land- und Ernährungswirtschaft beschrieben, der Ist-Zustand der Emissionen aus der niedersächsischen Landwirtschaft wird differenziert nach Quellgruppen abgebildet, Klimaschutzziele für den Agrarsektor und bereits existierende Klimaschutzmaßnahmen werden dargestellt, technisch-organisatorische Klimaschutzmaßnahmen werden bewertet und politische Maßnahmen zur Umsetzung von Klimaschutzzielen in der Landwirtschaft Niedersachsens werden empfohlen. Weiterhin werden auch Maßnahmen aufgezeigt, die Entscheidungen der Ernährungsindustrie und des Nahrungsmittelhandels im Sinne des Klimaschutzes lenken und ein klimaschonendes Verbraucherverhalten fördern. Der erste Teil schließt mit einer zusammenfassenden Bewertung.

Im zweiten Teil des Berichts folgt auf der Basis einer umfassenden Literaturauswertung die wissenschaftliche Begründung des Emissionsminderungspotenzials technisch-organisatorischer Klimaschutzmaßnahmen. Es werden sowohl die zentralen Klimaschutz-

maßnahmen, die im ersten Berichtsteil knapp zusammengefasst sind, als auch weitere Maßnahmen, die im Kontext der Klimaschutzdebatte diskutiert werden, auf der Basis wissenschaftlicher Ergebnisse geprüft und bewertet. Hierbei werden neben dem Treibhausgasminderungspotenzial auch die Dauerhaftigkeit der Maßnahme, potenzielle Verlagerungseffekte der Emissionen sowie andere Umweltwirkungen berücksichtigt. In einem weiteren Kapitel werden Politikinstrumente zur Umsetzung der technisch-organisatorischen Klimaschutzmaßnahmen zusammenfassend beschrieben und die Kosten der Emissionsminderung abgeleitet. Am Beispiel einiger typischer landwirtschaftlicher Betriebe in verschiedenen Regionen Niedersachsens werden mögliche Klimaschutzmaßnahmen aus Sicht der Praxis reflektiert und die betrieblichen Kosten der Emissionsminderung berechnet.

Fazit

Die mit der landwirtschaftlichen Produktion verbundenen Umsetzungsprozesse des Kohlenstoff- und Stickstoffkreislaufs führen zu Treibhausgasemissionen, die sich nicht vollständig vermeiden lassen. Zudem handelt es sich bei den landwirtschaftlichen Emissionen um diffuse Belastungen, die in ihrer Höhe stark von den jeweiligen technischen, natürlichen und klimatischen Bedingungen abhängen und daher schwer zu erfassen sind. Schließlich weisen viele der Klimaschutzmaßnahmen, die in der Landwirtschaft umgesetzt werden können, im Vergleich zu vielen Maßnahmen in der Energie- und Gebäudewirtschaft[1] höhere Vermeidungskosten je Tonne $CO_{2\text{-Äq.}}$ auf. Dies sind Gründe dafür, dass es in Deutschland bisher keine umfassende politische Strategie zur Vermeidung von Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft gibt.

Die künftig zu erreichenden Klimaschutzziele machen es erforderlich, dass alle Minderungsmöglichkeiten geprüft werden, also auch in der Landwirtschaft. Eine zentrale Zielgröße von Klimaschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft sollte die Minderung ertragsbezogener Emissionen sein, da eine Emissionsminderung durch die Verringerung der Produktion bei unveränderter Nachfrage nach landwirtschaftlichen Erzeugnissen nur zu einer Verlagerung der Produktion und der Emissionen führt. Viele der in diesem Bericht genannten Maßnahmen haben positive Nebeneffekte auf andere Umweltziele (Wasserschutz, Luftreinhaltung, Naturschutz), verbessern die Ressourceneffizienz und damit auch die Wirtschaftlichkeit der Produktion oder eröffnen Chancen für technologische Weiterentwicklungen. Solche Beiträge zu anderen Zielen verbessern die Kostenwirksamkeit für den Klimaschutz. Klimaschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft sollten zuerst in den Bereichen umgesetzt werden, in denen große Synergien mit anderen Umweltzielen gegeben sind und umweltpolitische Verpflichtungen bestehen. Zu nennen sind die Senkung der N-Bilanzüberschüsse, die Reduzierung der Ammoniakemissionen sowie der Schutz von Grünland-, Auen- und Moorflächen. Aufgrund der negativen Nebeneffekte einer Expansion des Energiepflanzenanbaus sollten die betreffenden Bioenergiestrategien überprüft werden. Eine Reihe weiterer Maßnahmen sollte zunächst erprobt und weiterentwickelt werden, bevor wirksame und effiziente Optionen flächendeckend umgesetzt werden. Mit der Maßnahmenumsetzung einhergehen sollten Beratung, Monitoring und wissenschaftliche Begleitforschung, um den notwendigen Lernprozess zu organisieren und Erfolge zu dokumentieren. Neben der Evaluierung der Maßnahmenwirkungen und Kosten sollten auch die statistischen Daten für die Emissionsberichterstattung bereitgestellt werden, die für die Abbildung des Klimaschutzbeitrags benötigt werden.

---

[1] Vgl. McKinsey&Company (2007): Kosten und Potenziale der Vermeidung von Treibhausgasemissionen in Deutschland. http://www.mckinsey.de/downloads/presse/2007/070925_Kosten_und_Potenziale_der_Vermeidung_von_Treibhausgasemissionen_in_Deutschland.pdf

Inhaltsverzeichnis

Vorwort **i**

Fazit **iii**

Verzeichnis der Abbildungen und Tabellen – Teil I **V**

Verzeichnis der Abbildungen und Tabellen – Teil II **VII**

Abkürzungsverzeichnis **XIII**

Teil I – Zusammenfassender Kurzbericht **1**

1 Die Bedeutung der niedersächsischen Land- und Ernährungswirtschaft **3**

2 Ist-Stand der Treibhausgas- und Ammoniakemissionen **5**

3 Klimaschutzziele für den Agrarsektor **9**

4 Minderungspotenziale für Treibhausgasemissionen **11**

4.1 Steigerung der Stickstoffeffizienz und Reduktion von N-Überschüssen 12

4.2 Optimierung des Wirtschaftsdüngermanagements 13

4.3 Erhalt der Vorräte an organischer Bodensubstanz 15

4.4 Steigerung der Energieeffizienz in der Landwirtschaft 17

4.5 Produktion von Bioenergie 17

4.6 Gesunde und klimaschonende Ernährung 20

5 Was im Land bereits geschieht **21**

6 Vorschläge für weitere politische Maßnahmen **23**

6.1 Überarbeitung der Düngeverordnung (DüV) 24

6.2 Ergebnisorientierte Honorierung zur Erhöhung der N-Effizienz 25

6.3 Pilotprojekt zur Bestimmung der Backweizenqualität und Optimierung der Qualitätsdüngung 27

6.4 Ordnungsrecht zur sofortigen Einarbeitung von entsprechenden Wirtschaftsdüngern und Ergänzung durch Informationskampagne 28

6.5 Verpflichtung zur Abdeckung von Anlagen zur Lagerung von Schweine- und Rindergülle 30

6.6 Schutz von Dauergrünland gegen Umbruch zu Ackerland 32

6.7 Moorschutzkonzept 34

6.8 Strategie zur Reduzierung der Torfverwendung im Gartenbau 37

6.9 Konzept „Klimafreundliche Biogasanlage“ 39

6.10 Weiterentwicklung von Optionen für den Anbau von Kurzumtriebsplantagen (KUP) 42

Übergreifende Maßnahmen 44

6.11 Klimacheck für landwirtschaftliche Betriebe 44

6.12 Anpassung des Agrarinvestitionsförderungsprogramms (AFP) an Klimaschutzaspekte 45

Ernährungsindustrie, Handel und Verbraucher 46

6.13 Förderung von Forschung und Entwicklung sowie Wissenstransfer – Bereich Ernährungsindustrie und Handel 46

6.14 Information und Aufklärung der Verbraucher 47

7 Zusammenfassende Bewertung 51

Teil II – Wissenschaftliche Hinterlegung der Maßnahmen 57

8 Wissenschaftliche Bewertung der Maßnahmen zur Minderung von Treibhausgasemissionen im Agrarsektor 59

9 Maßnahmen im Bereich der Pflanzenproduktion 63

9.1 Verbesserung der N-Produktivität der Düngung und Reduzierung von N-Überschüssen 63

9.2 Einsatz von Präzisionslandbau – Teilflächenspezifische Düngung 79

9.3 Hemmung der Nitratbildung durch Nitrifikationshemmstoffe oder CULTAN-Düngung 84

9.4 Optimierung der Ausbringung von chemisch-synthetischen N-Düngern: Wahl der Düngerform, des Düngezeitpunkts und der Ausbringtechnik 91

9.5 Substitution von chemisch-synthetischen N-Düngern durch den Einsatz von Leguminosen 98

9.6 Anbau von leguminosenfreien Zwischenfrüchten 104

9.7 Steigerung des Vorrats an organischer Bodensubstanz 107

9.8 Reduzierte Bodenbearbeitung und Direktsaat 111

9.9 Vermeidung von Bodenverdichtung in und durch Fahrspuren sowie Unterlassen der Düngung in den Fahrspuren 116

10 Maßnahmen im Bereich der Tierproduktion 125

10.1 Stickstoffoptimierte Fütterung (Schweine, Geflügel) 125

10.2 Stickstoffoptimierte Fütterung und Futterverwertung bei Wiederkäuern 131

10.3 Einsatz von Futterzusatzstoffen zur Verminderung von CH_4-Emissionen aus der Verdauung von Wiederkäuern 140

10.4 Substitution von importierten Sojafuttermitteln durch im Inland produzierte Körnerleguminosen 143

10.5 Optimierung der Art der Wirtschaftsdüngerlagerung (inkl. Güllebehandlung) 153

10.6 Optimierung der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern: Technik, Einarbeitung, Düngerformen (außer Inhibitoren) 164

10.7 Wahl des Haltungssystems: Weide oder Stall 184

10.8 Erhöhung der Tierleistung 188

10.9 Umbau des Rinderbestandes mittels Sperma-Sexing 191

11 Effizienter Energieverbrauch 193

12 Landnutzung und Landnutzungsänderung 203

12.1 Erhaltung von Dauergrünland und umbruchlose Grünlanderneuerung 204

12.2 Umwandlung von Acker- zu Dauergrünland 212

12.3 Wiedervernässung von landwirtschaftlich genutzten Mooren 214

12.4 Extensivierung der Nutzung von Mooren 226

12.5 Reduzierung der Torfverwendung 238

12.6 Aufforstung von landwirtschaftlichen Flächen 246

13 Energetische Biomasseerzeugung 253

13.1 Biogaserzeugung 262

13.2 Biokraftstoffe 280

13.3 Kurzumtriebsplantagen 284

14 Umstellung auf ökologischen Landbau 297

15 Einzelbetriebliche Analyse anhand von Fallbeispielen: Treibhausgasminderungskosten und Akzeptanz ausgewählter Maßnahmen 313

15.1 Methodik und Datengrundlage 314

15.2 Treibhausgasminderungskosten und Umsetzungsbereitschaft ausgewählter Maßnahmen 317
15.2.1 Anpassungen im Düngungsmanagement 319
15.2.2 Wirtschaftsdünger- und Gärrestemanagement 324
15.2.3 Moorflächen - Bewirtschaftungsaufgabe 329
15.2.4 Sonstige Maßnahmen 331

15.3 Fazit 336

16 Politische Instrumente zur Umsetzung von technisch-organisatorischen Klimaschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft Niedersachsens 337

16.1 Charakteristika verschiedener Typen von Steuerungsinstrumenten 337

16.2 Beschreibung konkreter Umsetzungsmöglichkeiten 342
16.2.1 Klimacheck 342
16.2.2 Düngung 343
16.2.3 Erhaltung von Dauergrünland und umbruchlose Grünlanderneuerung 356
16.2.4 Wiedervernässung von landwirtschaftlich genutzten Mooren 364
16.2.5 Optimierung der Klimafreundlichkeit von Biogasanlagen 367
16.2.6 Weitere Maßnahmen 369

17 Literaturverzeichnis 371

Anhang A1–A6

Teil I

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 2.1: Treibhausgasemissionen aus der niedersächsischen Landwirtschaft (1990 bis 2009) in Kilotonnen (kt) $CO_{2\text{-Äq.}}$ aus sechs Bereichen 6

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 4.1: Minderung der Treibhausgasemission durch die Einsparung von 1 kg nicht ausgenutzten Stickstoffs in der N-Düngung 12

Tabelle 4.2: Minderung der NH_3-Emission aus Rinder- und Schweinegülle durch optimierte Lagerung und Ausbringung sowie potenzielle Bedeutung der Emissionsminderung von 1 kg NH_3-N für die Einsparung von Treibhausgasemissionen 14

Tabelle 4.3: Treibhausgasbilanzen von Moorböden in Deutschland, differenziert nach Moortyp und Nutzung 16

Tabelle 4.4: Minderung der Treibhausgasemission (in t $CO_{2\text{-Äq.}}$/kWh) durch den Einsatz ausgewählter Bioenergielinien ohne Berücksichtigung von Landnutzungsänderungen (ohne LUC) sowie mit Berücksichtigung indirekter Landnutzungsänderungen (mit iLUC) 19

Tabelle 6.1: Mögliche Minderung der NH_3-Emissionen und daraus resultierende Minderung der Treibhausgasemissionen in Niedersachsen durch die sofortige Einarbeitung von Wirtschaftsdüngern auf unbewachsenen Flächen 30

Tabelle 6.2: Mögliche Minderung der NH_3-Emissionen und daraus resultierende Minderung der Treibhausgasemissionen in Niedersachsen durch die Abdeckung von Gülle in Außenlagern mit Folie 32

Tabelle 7.1: Zusammenfassung der empfohlenen politischen Klimaschutzmaßnahmen im Agrarsektor, ihr Treibhausgasminderungspotenzial in Niedersachsen sowie die Kosten der $CO_{2\text{-Äq.}}$-Einsparung 52

Tabelle 7.2: Klimaschutzmaßnahmen im Bereich der landwirtschaftlichen Bioenergieproduktion sowie ihr Treibhausgasminderungspotenzial in Niedersachsen 55

Teil II

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 9.1-1:	N-Flächenbilanzsalden in Niedersachsen im Jahr 2003 sowie Zielgebiete gemäß Wasserrahmenrichtlinie	75
Abbildung 10.4-1:	Treibhausgasemission durch die Herstellung und den Import von Sojaschrot ohne Berücksichtigung von Landnutzungsänderungen	145
Abbildung 10.4-2:	Treibhausgasemission durch den Anbau von Sojabohnen sowie durch Emissionen der direkten Landnutzungsänderung bei Inkulturnahme von Regenwald bzw. Grasland	147
Abbildung 13.1-1:	Potenzielle $CO_{2\text{-Äq.}}$-Einsparungen verschiedener Biogas-Pfade im Vergleich nach WBA (2007) sowie maximale und minimale potenzielle Einsparungen nach anderen Studien (ohne Berücksichtigung von dLUC und iLUC)	263
Abbildung 13.3-1:	$CO_{2\text{Äq.}}$-Vermeidungskosten und Vermeidungsleistung	295
Abbildung 14-1:	Prozentuale Reduzierung flächenbezogener THG-Emissionen durch ökologischen Landbau im Vergleich zum konventionellen Landbau	299
Abbildung 14-2:	Prozentuale Reduzierung produktbezogener THG-Emissionen im Pflanzenbau durch ökologischen Landbau im Vergleich zu konventionellem Landbau	302
Abbildung 14-3:	Prozentuale Reduzierung produktbezogener THG-Emissionen in der Tierproduktion durch ökologischen Landbau im Vergleich zu konventionellem Landbau	304
Abbildung 16.1-1:	Übersicht über Politikinstrumente	338

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 9.1-1:	Emissionsfaktoren für die direkten und indirekten Lachgasemissionen	66
Tabelle 9.1-2:	Minderung der Treibhausgasemission durch die Einsparung von 1 kg Mineraldünger-Stickstoff	72
Tabelle 9.1-3:	Weitere Schadwirkungen von ausgewählten reaktiven Stickstoffausträgen aus der Landwirtschaft neben der beschriebenen Treibhauswirksamkeit	74
Tabelle 9.1-4:	Durchschnittliche N-Flächenbilanzsalden der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) in Niedersachsen in den Jahren 2003 und 2007	76
Tabelle 9.1-5:	Geschätztes, gerundetes Emissionsminderungspotenzial pro Jahr für die Reduzierung der N-Düngung im Backweizenanbau in Niedersachsen	78
Tabelle 9.2-1:	Veränderungen der Stickstoffdüngung von Wintergetreide und Winterraps durch teilflächenspezifische Düngung auf der Basis unterschiedlicher Verfahren im Vergleich zur undifferenzierten Düngung mit ortsüblichen Mengen und daraus resultierende Veränderung der Treibhausgasemission	82
Tabelle 9.8-1:	Dieseleinsparung pro Jahr und dadurch erzielte Emissionsminderung durch die Umstellung von Pflug-basierter Bodenbearbeitung auf nichtwendende Bodenbearbeitung bzw. auf Direktsaat	114
Tabelle 9.9-1:	Zusammenfassung der Ergebnisse aus Studien zur N_2O-Emission aus verdichteten Fahrspuren	119-121
Tabelle 10.1-1:	Prozentuale Reduzierung der N-Ausscheidung durch Fütterungsmaßnahmen bei Schweinen	127
Tabelle 10.1-2:	Prozentuale Reduzierung der N-Ausscheidung durch Fütterungsmaßnahmen bei Geflügel (Legehennen und Geflügelmast)	127
Tabelle 10.4-1:	Prozentuale Anteile der Flächenänderung des Sojaanbaus für den Zeitraum 2000 bis 2009	147

Tabelle 10.5-1: Emissionsfaktoren für N_2O für die Lagerung von Wirtschaftsdünger von Rind und Schwein 155

Tabelle 10.5-2: Emissionsfaktoren für CH_4 für die Lagerung von Wirtschaftsdünger unterschiedlicher Nutztiere in Niedersachsen 155

Tabelle 10.5-3: Ammoniakemissionsfaktoren für die Lagerung von Wirtschaftsdünger und relative Minderung der Ammoniakemission durch entsprechende Lagerungsformen und Abdeckung 157

Tabelle 10.5-4: Minderung der Treibhausgasemission durch die Vermeidung der Emission von 1 kg NH_3-N 158

Tabelle 10.5-5: Treibhauswirksamkeit unterschiedlicher Verfahren der Wirtschaftsdüngerlagerung für Milchvieh und Mastschweine 159

Tabelle 10.5-6: Ist-Situation der jährlichen NH_3-Emission aus der Lagerung von Rinder- und Schweinegülle in Niedersachsen und mögliche Minderung der NH_3-Emissionen durch Abdeckung von Rinder- und Schweinegülle in Außenlagern mit Folie sowie daraus resultierende Minderung der Treibhausgasemission 163

Tabelle 10.5-7: Zusammenfassung der möglichen Minderung der NH_3-Emissionen und daraus resultierende Minderung der Treibhausgasemissionen in Niedersachsen durch die Abdeckung von Gülle in Außenlagern mit Folie 163

Tabelle 10.6-1: Kumulative Ammoniak-Verluste in Prozent des TAN (total ammoniacal nitrogen: NH_4-N + NH_3-N) nach der Ausbringung von Rinder- und Schweinegülle auf Ackerflächen mit Breitverteiler ohne Einarbeitung bei unterschiedlichen Temperaturen 169

Tabelle 10.6-2: NH_3-Minderungspotenziale (in %) gegenüber oberflächlicher Breitverteilung von Wirtschaftsdünger ohne Einarbeitung 172

Tabelle 10.6-3: Zusammenfassung der wichtigsten Maßnahmen zur Vermeidung von umwelt- und klimabelastenden Emissionen durch die Wirtschaftsdüngerausbringung 179-180

Tabelle 10.6-4: Mögliche Minderung der NH_3-Emissionen und der daraus resultierenden THG-Emissionen in Niedersachsen durch die sofortige Einarbeitung von Wirtschaftsdüngern aus der Schweinehaltung auf unbewachsenen Flächen 182

Tabelle 10.6-5:	Mögliche Minderung der NH_3-Emissionen und der daraus resultierenden THG-Emissionen in Niedersachsen durch die sofortige Einarbeitung von Wirtschaftsdüngern aus der Rinderhaltung auf unbewachsenen Flächen	182
Tabelle 10.6-6:	Zusammenfassung der möglichen Minderung der NH_3-Emissionen und der daraus resultierenden Minderung der Treibhausgasemissionen in Niedersachsen durch die sofortige Einarbeitung von Wirtschaftsdüngern der Schweine- und Rinderhaltung auf unbewachsenen Flächen	183
Tabelle 11-1:	Beispiele für Energie- sowie THG-Einsparungspotenziale der entsprechenden Maßnahmen in der Milchgewinnung	194
Tabelle 11-2:	Beispiele für Energie- sowie THG-Einsparpotenziale in der Schweine- und Geflügelhaltung	195
Tabelle 11-3:	Energie- sowie THG-Einsparpotenziale im Ackerbau	196
Tabelle 11-4:	Beispiele für Energie- sowie THG-Einsparpotenziale bei der Konservierung und Lagerung von Ackerbauprodukten	197
Tabelle 11-5:	Energie- sowie THG-Einsparmöglichkeiten in Gewächshäusern	199
Tabelle 11-6:	Kumuliertes Energiesparpotenzial in der niedersächsischen Landwirtschaft nach Experteneinschätzung	201
Tabelle 12.1-1:	Mittlerer Vorrat an organischem Kohlenstoff in ausgewählten mineralischen Grünlandböden in Niedersachsen sowie Freisetzung von CO_2 und N_2O-Emissionen innerhalb von rund 20 Jahren nach Grünlandumbruch und Umwandlung zu Ackernutzung (einjährige Kulturen)	206
Tabelle 12.3-1:	Treibhausgasbilanz wiedervernässter Moorflächen, differenziert nach Moortyp (Hochmoor, Niedermoor) und Wasserregime (ohne bzw. mit Überstau)	219
Tabelle 12.3-2:	Treibhausgasbilanz von unterschiedlich intensiv entwässerten Mooren unter landwirtschaftlicher Nutzung sowie von wiedervernässten Mooren und das daraus abgeleitete Potenzial der Emissionsminderung	220
Tabelle 12.3-3:	THG-Emissionen aus 5 bzw. 20 % der aktuellen Hoch- und Niedermoorstandorte unter Grünlandnutzung sowie Emissionsminderung durch die Vernässung dieser Flächen	223
Tabelle 12.4-1:	Treibhausgasbilanzen von Moorböden in Deutschland, differenziert nach Moortyp, Nutzung und Wasserstand	229

Tabelle 12.4-2: Aktuelle landwirtschaftliche Nutzung der Hochmoorflächen des Ahlenmoors sowie die daraus resultierenden Treibhausgasemissionen 234

Tabelle 12.4-3: Szenario 1: Potenzial der Treibhausgasminderung im Modellgebiet Ahlenmoor bei Vernässung von Flächen, die kaum noch genutzt werden bzw. degradiert sind. Szenario 2: Zusätzlich wird intensiv genutztes Grünland wiedervernässt 235

Tabelle 12.4-4: Aktuelle landwirtschaftliche Nutzung der Niedermoore der Dümmer-Region sowie die daraus resultierenden Treibhausgasemissionen 236

Tabelle 12.4-5: Szenario 1: Potenzial der Treibhausgasminderung im Modellgebiet Dümmer bei Optimierung des Extensivgrünlandes durch Anhebung des Wasserstandes sowie Optimierung der Flächen, die bereits degradiert sind. Szenario 2: Zusätzlich wird Acker in extensives feuchtes Grünland umgewandelt und intensiv genutztes Grünland wird wiedervernässt 237

Tabelle 12.5-1: Torfverwendung in Deutschland auf der Grundlage der Daten des IVG (2011) und die daraus resultierenden CO_2-Emissionen sowie Einsparung der THG-Emissionen bei Reduzierung des Torfverbrauches entsprechend der angenommenen Szenarien 245

Tabelle 12.5-2: Anteilige Einsparung der THG-Emissionen in Niedersachsen mit entsprechenden Annahmen über die Verwendung der Torferden in den verschiedenen Gartenbaubereichen 246

Tabelle 12.6-1: IPCC-Richtwerte für die jährliche C-Speicherung in der Biomasse durch Aufforstung und daraus resultierende CO_2-Minderung 248

Tabelle 12.6-2: Richtwerte des IPCC (2003) für die Anreicherung von organischem Kohlenstoff in der organischen Auflage von Waldböden. Die C-Anreicherung bezieht sich hauptsächlich auf bewirtschaftete Wälder und Wiederbewaldung auf vegetationsfreiem Boden über 20 Jahre 249

Tabelle 12.6-3: Zusätzliche Bindung von CO_2-C durch die Aufforstung von Acker- bzw. Grünland nach 20 Jahren 250

Tabelle 13-1: Ausgewählte Werte für CO_2-Emissionen nach WBGU (2008) für flächenbezogene direkte Landnutzungsänderungen (dLUC) auf einen 20-Jahres-Zeitraum bezogen (ohne N_2O-Verluste) 257

Tabelle 13-2:	Minderung der Treibhausgasemission (in t $CO_{2\text{-Äq.}}$ pro Terajoule, TJ) durch den Einsatz ausgewählter Bioenergieformen ohne Berücksichtigung von Landnutzungsänderungen (ohne LUC) sowie mit Berücksichtigung indirekter Landnutzungsänderungen (mit iLUC)	260
Tabelle 13.1-1:	Potenzielle energiebezogene $CO_{2\text{-Äq.}}$-Einsparungen durch die Biogaserzeugung aus Gülle und Mais ohne und mit Berücksichtigung indirekter (iLUC) Landnutzungsänderungen	265
Tabelle 13.1-2:	Berechnungsgrundlagen zur Bestimmung der eingesetzten Güllemenge in niedersächsischen Biogasanlagen	273
Tabelle 13.1-3:	Wärmenutzung in niedersächsischen Biogasanlagen	274
Tabelle 13.1-4:	Derzeitige THG-Vermeidung in Niedersachsen durch Biogasanlagen je Jahr	275
Tabelle 13.1-5:	Jahresarbeit, Energie aus Gülle und Gülleeinsatz in Szenario 1	276
Tabelle 13.1-6:	Potenziale der jährlichen THG-Vermeidung in Niedersachsen durch Biogasanlagen bei einem Gülleinput von durchschnittlich 40 % am gesamten Substratinput (Szenario 1)	276
Tabelle 13.1-7:	Anzahl Biogasanlagen, Jahresarbeit, Energie aus Gülle und Gülleeinsatz in Tonnen in Szenarien 1 und 2	277
Tabelle 13.1-8:	Potenziale der jährlichen THG-Vermeidung in Niedersachsen durch einen Gülleinput von 40 % am gesamten Substratinput in Altanlagen (vgl. Szenario 1) sowie neuen Biogasanlagen bei einem Gülleinput von durchschnittlich 95 % am gesamten Substratinput (Szenario 2)	278
Tabelle 13.2-1:	Ausgewählte energiebezogene Treibhausgasemissionen durch den Einsatz ausgewählter Biokraftstoff-Pfade ohne sowie mit Berücksichtigung indirekter (iLUC) Landnutzungsänderungen	283
Tabelle 13.3-1:	Ausgewählte energiebezogene Treibhausgasemissionen durch den Einsatz ausgewählter KUP-Nutzungspfade ohne Berücksichtigung von Landnutzungsänderungen (ohne LUC) sowie mit Berücksichtigung indirekter (iLUC) Landnutzungsänderungen	287
Tabelle 13.3-2:	Vermeidung von Treibhausgasemissionen in Niedersachsen durch KUP in t $CO_{2\text{-Äq.}}$/Jahr	291
Tabelle 13.3-3:	Szenario 1: Streifenanbaufläche von KUP zum Winderosionsschutz von Ackerflächen mit hoher und sehr hoher Erosionsgefährdung	292

Tabelle 13.3-4:	Szenario 1: THG-Vermeidung je Jahr in Niedersachsen durch KUP-Streifenanbau als Winderosionsschutzhecken auf Ackerflächen mit hoher und sehr hoher Erosionsgefährdung	293
Tabelle 13.3-5:	Szenario 2: Streifenanbaufläche von KUP zum Winderosionsschutz von Ackerflächen mit sehr hoher Erosionsgefährdung	293
Tabelle 13.3-6:	Szenario 2: THG-Vermeidung je Jahr in Niedersachsen durch KUP-Streifenanbau als Winderosionsschutzhecken auf Ackerflächen mit sehr hoher Erosionsgefährdung	294
Tabelle 14-1:	Ertragsniveau und Produktionsleistung von ökologisch und konventionell bewirtschafteten Betrieben des deutschen Testbetriebsnetzes; Deutschland und Niedersachsen im Vergleich	300
Tabelle 14-2:	Umwelteffekte des ökologischen Landbaus im Vergleich zum konventionellen Landbau	310
Tabelle 15.1-1:	Anzahl ausgewählter typischer Betriebe je Region und Betriebstyp	314
Tabelle 15.1-2:	Betriebsmerkmale der erhobenen „typischen“ Betriebe	316
Tabelle 15.2-1:	Übersicht der auf den Betrieben jeweils untersuchten Maßnahmen	318
Tabelle 15.2-2:	THG-Minderung pro Jahr und Vermeidungskosten durch eine sensorgestützte teilflächenspezifische Düngung im Getreide- und Rapsanbau	321
Tabelle 15.2-3:	THG-Minderung pro Jahr und Vermeidungskosten durch CULTAN-Düngung	323
Tabelle 15.2-4:	THG-Minderung und Vermeidungskosten pro Jahr durch Anwendung der N_{min}-Methode	324
Tabelle 15.2-5:	THG-Minderung und Vermeidungskosten pro Jahr durch direkte Einarbeitung und Optimierung der Ausbringungstechnik	328
Tabelle 15.2-6:	THG-Minderung und Vermeidungskosten pro Jahr durch Verzicht auf Herbstausbringung der Gülle und Aufstockung der Lagerkapazität	329
Tabelle 15.2-7:	THG-Minderung pro Jahr und Vermeidungskosten durch Stilllegung von Moorflächen	330
Tabelle 16.2-1:	Bestehende Instrumente zum Schutz vor Umwandlung von Dauergrünland zu Ackerland	357

Abkürzungsverzeichnis

AF	Ackerfläche
AFP	Agrarinvestitionsförderungsprogramm
AHL	Ammonium-Nitrat-Harnstofflösung
AK	Arbeitskraft
AKh	Arbeitskraftstunde
AMK	Agrarministerkonferenz
AN	Ammoniumnitrat
AS	Aminosäure
AUM	Agrarumweltmaßnahme
BBodSchG	Bundes-Bodenschutzgesetz
BHKW	Blockheizkraftwerk
BImSchG	Bundes-Immissionsschutzgesetz
BImSchV	Bundes-Immissionsschutzverordnung
BLAG	Bund-Länder-Arbeitsgruppe
Biokraft-NachV	Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung
BioSt-NachV	Biomassenachhaltigkeitsverordnung
BMELV	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
BTH	Bundesvereinigung der Torf- und Humuswirtschaft
BTL	Biomasse to Liquid
C	Kohlenstoff
CCM	Corn Cob Mix (Mais)
CH_4	Methan
$CHCL_3$	Chloroform
CH_2BrCL	Bromchlormethan
CO_2	Kohlenstoffdioxid
$CO_{2\text{-Äq.}}$	Kohlenstoffdioxid-Äquivalente
CTF	Controlled Traffic Farming
CULTAN	Controlled Uptake Long Term Ammonium Nutrition
DBFZ	Deutsches Biomasseforschungszentrum
DCD	Dicyandiamid
Defra	Department for Environment, Food and Rural Affairs
DESTATIS	Statistisches Bundesamt
DLG	Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft
dLUC	Direkte Landnutzungsänderung (direct land use change)
DMPP	3,4- Dimethylpyrazolphosphat
DOK-Versuch	Landwirtschaftlicher Langzeitversuch in der Schweiz, in dem ökologische und konventionelle Anbauverfahren verglichen werden

DüV	Düngeverordnung
EC-Motor	Energieeffizienter Lüfterantrieb
EdDE	Deutsche Entsorgungswirtschaft e. V.
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
EM	Effektive Mikroorganismen
EMEP	European Monitoring and Evaluation Programme
ESN-Dünger	Polymer-beschichteten Harnstoffdünger
EU-RED	Europäische Erneuerbare Energien Richtlinie
FFH-Richtlinie	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie
FNR	Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe
GAK	Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“
GfP	gute fachliche Praxis
GIS	Geographische Informationssysteme
GPG	Good Practice Guidance
GPS	Global Positioning System
GV	Großvieheinheit
GWP	Spezifisches Treibhauspotenzial (Global Warming Potential)
HAS-Lösung	Harnstoff-/Ammoniumsulfat-Lösung
HF	Holstein Frisian (Milchkuhrasse)
HKW	Heizkraftwerk
H_2S	Schwefelwasserstoff
iLUC	indirekte Landnutzungsänderungen
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IVG	Industrieverband Garten
InVeKoS	„Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem“ zur Durchsetzung einer einheitlichen Agrarpolitik in den EU-Mitgliedstaaten
K	Kalium
KAS	Kalkammonsalpeter
kt	Kilotonne
KTBL	Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft
KUP	Kurzumtriebsplantage
kWh	Kilowattstunde
KWK	Kraft-Wärme-Kopplung
LIFE+	Europäisches Umweltförderprogramm
LBEG	Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie
LEB	Ländliche Erwachsenenbildung e. V.
LF	landwirtschaftlich genutzte Fläche
LKV	Landeskontrollverband
LSG	Landschaftsschutzgebiet
LUC	Landnutzungsänderung (land use change)
LWK	Landwirtschaftskammer

ML	Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung
MNP	Niederländische Umwelt-Agentur (Milieu- en Naturplanbureau)
N	Stickstoff
N_2	Distickstoff
NAGBNatSchG	Niedersächsisches Ausführungsgesetz zum Bundesnaturschutzgesetz
NAU	Niedersächsisches und Bremisches Agrarumweltprogramm
NaWaRo	nachwachsender Rohstoff
Nds.	Niedersachsen
NH_3	Ammoniak
NH_4	Ammonium
NI	Nitrifikationsinhibitor
NLWKN	Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
N_{min}	mineralischer Boden-Stickstoff
N_2O	Lachgas (Distickstoffmonoxid)
NPK-Dünger	Mehrnährstoffdünger (N, P, K)
NSG	Naturschutzgebiet
NUE-crops	Nitrogen Use Efficiency crops
NWG	Niedersächsisches Wassergesetz
P	Phosphor
RAM-Futter	N-/P-reduzierte Phasenfuttermittel
RME	Rapsölmethylester
RP	Rohprotein
RTK-DGPS	Real Time Kinematic Differential Global Positioning Systems
SchuVO	Verordnung über Schutzbestimmungen in Wasserschutzgebieten
TA Luft	Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft
TAN	Total Ammoniacal Nitrogen
TJ	Terajoule
THG	Treibhausgas(e)
UBA	Umweltbundesamt
UDP	Pansenbeständiges Protein (un-degradable protein)
WAgriCo	Water Resources Management in Cooperation with Agriculture (EU-LIFE-Projekt)
WBA	Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik
WBGU	Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung für globale Umweltfragen
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
WSG	Wasserschutzgebiet
VAwS	Verordnung über Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen und über Fachbetriebe

VDLUFA	Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten
VIP	Vorpommern Initiative Paludikultur
VK	Variationskoeffizient
VS	Volatile Solids
XP	Rohprotein
ZINEG	Zukunftsinitiative Niedrigenergiegewächshaus
3N-Kompetenzzentrum	Kompetenzzentrum Niedersachsen Netzwerk Nachwachsende Rohstoffe e. V.

Teil I

Zusammenfassender Kurzbericht

1 Die Bedeutung der niedersächsischen Land- und Ernährungswirtschaft

Der Anteil der Landwirtschaft an der Bruttowertschöpfung Niedersachsens lag 2010 bei 1,5 % (2,96 von 192 Mrd. €). Der Sektor ist damit im Bundesvergleich überdurchschnittlich stark an der Wertschöpfung des Landes beteiligt. Bezogen auf die Bruttowertschöpfung der gesamten deutschen Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft entfällt auf Niedersachsen ein Anteil von 15 % (ARBEITSKREIS VG, 2011).

Mit 2,62 Mio. ha landwirtschaftlich genutzter Fläche (LF) nimmt die Landwirtschaft 55 % der Landesfläche ein. Die Waldfläche hat einen Anteil von ca. 21 %. Dauergrünland hat mit 693.042 ha einen Anteil von 26 % an der LF.

Die Anzahl der landwirtschaftlichen Betriebe ist nach wie vor rückläufig. Im Jahr 2009 waren es 47.922 Betriebe mit insgesamt 168.200 landwirtschaftlichen Arbeitskräften. 2,6 % der niedersächsischen Erwerbstätigen sind in der Land- und Fortwirtschaft sowie in der Fischerei tätig. Mit durchschnittlich 52,5 ha Betriebsfläche ist Niedersachsen nach Schleswig-Holstein das westliche Bundesland mit den flächenstärksten Betrieben. Die niedersächsische Landwirtschaft ist in vielen Sektoren führend: Über die Hälfte aller Schlacht- und Masthähnchen in Deutschland werden in Niedersachsen gehalten, ebenso wie rund ein Drittel aller Schweine und Legehennen sowie ein Fünftel aller Rinder. Hier werden 45 % der deutschen Kartoffeln sowie knapp 20 % der Milch erzeugt. Der Produktionswert der niedersächsischen Landwirtschaft betrug 2009 insgesamt 8,8 Mrd. € (NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, VERBRAUCHERSCHUTZ UND LANDESENTWICKLUNG, ML, 2011b).

Niedersachsen hat ausgeprägte regionale Produktionsschwerpunkte: Die Tierhaltung dominiert in den westlichen Regionen – in den küstennahen Grünlandregionen die Milchvieh- und Rinderhaltung und in den südlicheren Regionen im Weser-Ems-Gebiet die Schweine- und Geflügelhaltung. Die Bördestandorte mit einigen der besten Ackerbaustandorte Deutschlands sind von Getreide-, Kartoffel- und Zuckerrübenanbau geprägt (ML, 2010a).

Ein starker Wachstumsbereich in der niedersächsischen Agrarwirtschaft ist die Bioenergiebranche: die Anzahl an Biogasanlagen ist von 2005 bis 2010 von 430 auf 1.080 Anlagen extrem gestiegen. Mittlerweile besitzt Niedersachsen die zweitgrößte Anzahl an Anlagen und die höchste installierte elektrische Leistung in Deutschland (FACHVERBAND BIOGAS, 2012). Dementsprechend wurde der Anbau von Energiepflanzen von knapp 25.000 ha im Jahr 2005 auf geschätzte 220.000 ha im Jahr 2010 ausgedehnt (ML, 2011b).

Die Ernährungswirtschaft ist innerhalb des verarbeitenden Gewerbes in Niedersachsen der zweitwichtigste Wirtschaftszweig nach dem Automobilbau. Sie erwirtschaftete 2009 einen Gesamtumsatz von 25,6 Mrd. €, wovon 8,1 Mrd. € allein auf die Fleischwirtschaft entfielen. Im selben Jahr kamen 20 der 100 umsatzstärksten Unternehmen aus der Ernährungswirtschaft, die Arbeitgeber für fast 67.000 Menschen sind (ML, 2010b).

2 Ist-Stand der Treibhausgas- und Ammoniakemissionen

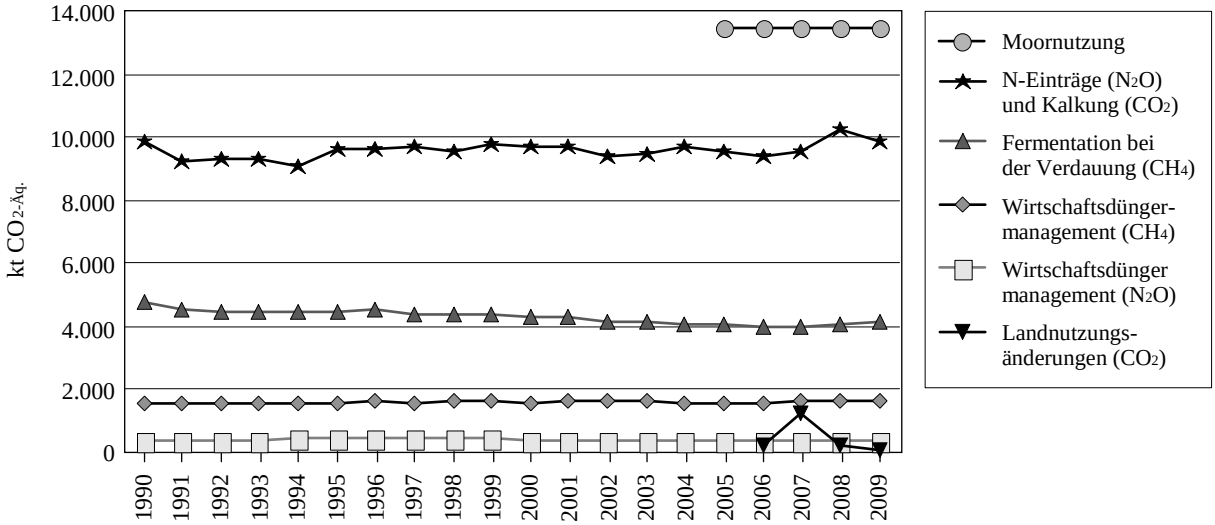
Der Nationale Emissionsbericht (RÖSEMANN et al., 2011; UBA, 2011a) gibt Aufschluss über die Höhe und Entwicklung der Treibhausgasemissionen aus der deutschen und auch der niedersächsischen Landwirtschaft. Er bildet die konsistente Grundlage der Beschreibung des Ist-Stands der Emissionen in diesem Kapitel. In diesem Bericht werden jährlich die Emissionen aus der Verdauung von Wiederkäuern (Emission von CH_4), aus dem Wirtschaftsdüngermanagement (Emission von CH_4 und N_2O) und aus der Düngung landwirtschaftlich genutzter Böden (direkte und indirekte Emission von N_2O) errechnet. Weiterhin werden Emissionen aus entwässerten, landwirtschaftlich genutzten Mooren (Emission von CO_2 und N_2O) abgebildet, und es wird der Einfluss von Landnutzungsänderungen wie der Umwandlung von Grünland in Ackerland auf die CO_2-Bilanz erfasst.

Damit werden die wichtigsten, aber nicht alle Emissionsbereiche, die mit der landwirtschaftlichen Produktion verknüpft sind, abgebildet. Nicht berücksichtigt oder an anderer Stelle im Nationalen Emissionsbericht ausgewiesen werden Emissionen aus dem vorgelagerten Bereich. Dazu zählen zum einen die Emissionen, die bei der Herstellung von landwirtschaftlichen Geräten und Stallbauten entstehen, und zum anderen die Emissionen, die durch Futtermittelimporte, durch die Bereitstellung von Mineraldünger oder den Energieeinsatz in der Landwirtschaft hervorgerufen werden.

Abbildung 2.1 zeigt, dass die CO_2-Emissionen aus der Nutzung organischer Böden den größten Anteil an der Treibhausgasemission der niedersächsischen Landwirtschaft haben. Aufgrund der großen Moorflächen in Niedersachsen (38 % der gesamtdeutschen Moorfläche) und der überwiegend intensiven landwirtschaftlichen Nutzung der Moore ist dieser Bereich von besonderer Bedeutung. An zweiter Stelle stehen N_2O-Emissionen aus Böden, die maßgeblich durch die Stickstoffdüngung verursacht werden. Danach folgen CH_4-Emissionen aus der Verdauung von Wiederkäuern und der Lagerung tierischer Wirtschaftsdünger (Gülle). Bilanzrelevant sind weiterhin N_2O-Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung sowie CO_2-Emissionen durch Landnutzungsänderungen, v. a. dem Grünlandumbruch.

Die relative Bedeutung der Emissionsbereiche und die absolute Höhe der Emissionen haben sich seit 1990 kaum verändert. Nur im Bereich der CH_4-Emission aus der Verdauung von Wiederkäuern ist aufgrund rückläufiger Rinderzahlen eine Abnahme um ca. 12 % gegenüber 1990 zu verzeichnen. Im Jahr 2009 betrug die Gesamtemission der in Abbildung 2.1 gezeigten Bereiche 29.852 kt $CO_{2\text{-Äq.}}$. Dies sind rund 28 % der gesamten Treibhausgasemission in Niedersachsen, die im Rahmen der umweltökonomischen Gesamtrechnung ermittelt wurde (AUG, 2010a; die prozessbedingten CO_2-Emissionen in Niedersachsen wurden nach Rücksprache mit dem Landesamt für Statistik auf ca. 5 % der energiebedingten Emissionen geschätzt). Die Landwirtschaft ist der größte Emittent der Treibhausgase N_2O und CH_4 in Niedersachsen. Im Jahr 2007 betrug der Anteil der Landwirtschaft an den gesamten CH_4- und N_2O-Emissionen in Niedersachsen 63 bzw. 90 % (AUG, 2010).

Abbildung 2.1: Treibhausgasemissionen aus der niedersächsischen Landwirtschaft (1990 bis 2009) in Kilotonnen (kt) $CO_{2\text{-Äq.}}$ aus sechs Bereichen



Konsistente Datensätze für Moornutzung und Landnutzungsänderungen sind erst seit 2005 bzw. 2006 verfügbar.
Emissionen aus dem vorgelagerten Bereich sind nicht berücksichtigt.
Quelle: Rösemann et al. (2011) und UBA (2011).

Emissionsberechnungen im Bereich der Landwirtschaft setzen sich aus Aktivitätsdaten (z. B. Tierzahlen, Düngerverbrauch, landwirtschaftlich genutzte Moorfläche, etc.) und Emissionsfaktoren für die einzelnen Emissionsquellen zusammen. Zu den meisten Aktivitätsdaten liegen verlässliche Informationen vor (z. B. Agrarstatistik), die regelmäßig aktualisiert werden. Die Emissionsfaktoren sind mit deutlich größeren Unsicherheiten behaftet. Dies gilt besonders für Treibhausgasemissionen aus Böden (N_2O, CO_2), die aufgrund von Boden- und Standorteigenschaften sowie Bewirtschaftungsfaktoren sehr variabel sein können. Der Standardfehler der absoluten Höhe der landwirtschaftlichen N_2O- und CH_4-Emission in Deutschland im Jahr 2009 (rund 72.700 kt $CO_{2\text{-Äq.}}$) wird mit ca. 27.300 kt $CO_{2\text{-Äq.}}$ beziffert (RÖSEMANN et al., 2011).

Sowohl Emissionen als auch Emissionsminderungen aus dem Bereich der Biogasproduktion und der Ausbringung von Gärresten werden im Nationalen Treibhausgasinventar (UBA, 2011a) derzeit noch nicht berücksichtigt. Emissionen durch den vorgelagerten Bereich und den direkten Energieverbrauch, die in Abbildung 2.1 nicht dargestellt sind, führen zu einer zusätzlichen Atmosphärenbelastung durch die Landwirtschaft. Von großer Bedeutung ist die Bereitstellung von synthetischem Stickstoffdünger mit ca. 2.130 kt $CO_{2\text{-Äq.}}$ (eigene Berechnung für Niedersachsen nach von Daten aus RÖSEMANN et al., 2011, und der Probas-Datenbank), der direkte Energieverbrauch mit ca. 1.740 kt $CO_{2\text{-Äq.}}$ (AUG, 2010a: beinhaltet Landwirtschaft, Forstwirtschaft und Fischerei), die Produktion von Futtermitteln im Ausland mit ca. 3.000 kt $CO_{2\text{-Äq.}}$ (grob geschätzt nach OSTERBURG et al., 2008 und der Höhe der N-Ausscheidung von Nutztieren in Niedersachsen, ohne Berücksichtigung von Landnutzungsänderungen) sowie die Herstellung von Gebäuden, Anlagen und Maschinen (hierzu liegen bisher keine Schätzungen vor).

Ammoniak (NH_3) zählt nicht zu den Treibhausgasen. Dennoch wird an dieser Stelle auch die NH_3-Emission betrachtet, da sie eine maßgebliche Ursache für die Stickstoffdeposition ist, die zu indirekten N_2O-Emissionen führt. In Niedersachsen stammen über 95 % der NH_3-Emission aus der Landwirtschaft. Ammoniak wird im Zuge der Lagerung und Ausbringung tierischer Wirtschaftsdünger freigesetzt (118 kt NH_3 in 2009 oder 88 % der landwirtschaftlichen NH_3-Emission in Niedersachsen). Eine weitere wichtige NH_3-Quelle ist die Ausbringung harnstoffhaltiger Mineraldünger (2009: 15 kt NH_3). Die NH_3-Gesamtemission ist seit 1990 weitgehend unverändert geblieben. Sinkenden Emissionen aus dem Bereich Wirtschaftsdüngermanagement stehen steigende Emissionen aus dem zunehmenden Einsatz harnstoffhaltiger Stickstoffdünger gegenüber. Der gestiegene Einsatz von harnstoffhaltigen Mineraldüngern liegt am Preisgefüge der unterschiedlichen Mineraldünger. Die NH_3-Gesamtemission aus der Landwirtschaft in Niedersachsen betrug 2009 135 kt; dies entspricht ca. 24 % der landwirtschaftlichen Ammoniakemissionen in ganz Deutschland.

3 Klimaschutzziele für den Agrarsektor

Die Bundesregierung hat sich im Rahmen internationaler Klimaschutzabkommen verpflichtet, die Treibhausgasemissionen erheblich zu reduzieren (Kyoto-Protokoll, EU-Vereinbarung zu Emissionen außerhalb des Emissionshandels) und klar definierte Minderungsziele vorgegeben (Art. 4 Abs. 2 Anhang 1 Klimarahmenkonvention 1994; Art. 3 Protokoll von Kyoto 2002). Die Emissionen von N_2O und CH_4 aus der Landwirtschaft sind Teil dieser Verpflichtungen. Es wurden jedoch keine konkreten Emissionsminderungsziele für diesen Sektor vorgegeben. Auch in Niedersachsen gibt es bisher keine definierten Emissionsminderungsziele für Treibhausgasemissionen aus dem Sektor Landwirtschaft. Die Agrarministerkonferenz (AMK, 2008) in Meißen hat die Notwendigkeit weiterer Schritte zur Reduzierung der Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft betont und als zentrale Handlungsfelder u. a. die Optimierung des Stickstoffmanagements und den Erhalt und die nachhaltige Nutzung von Kohlenstoffspeichern benannt (AMK, 2008).

Konkrete Vorgaben zur Emissionsminderung bestehen auf nationaler Ebene für NH_3-Emissionen (Minderung auf 550 kt NH_3/Jahr bis 2010), die zu rund 95 % aus der Landwirtschaft stammen und indirekte Treibhausgasemissionen verursachen (Art. 4 Abs. 1 Anhang 1 Richtlinie 2001/81/EG). Es ist nicht geklärt, inwieweit hieraus verpflichtende Minderungsvorgaben für die Bundesländer abgeleitet werden.

Die EU-Kommission weist in ihrer „Roadmap for moving to a low carbon economy in 2050“ eine potenzielle Emissionsminderung der Nicht-CO_2-Treibhausgase aus dem EU-Agrarsektor bis 2050 gegenüber 1990 von 42 bis 49 % aus (EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2011). Auch Verbände und Nichtregierungsorganisationen haben Stellung zum Klimaschutz im Agrarsektor bezogen. Der Deutsche Bauernverband hat in seinem Strategiepapier zum Klimaschutz die Ziele verankert, die Emissionen von Lachgas und Methan bis 2020 um insgesamt 25 % und bis 2030 um 30 % gegenüber 1990 zu senken (DBV, 2010). Von Seiten der Umweltverbände, von Entwicklungsorganisationen, Kirchen und Gewerkschaften fordert die Klima-Allianz die Festschreibung eines verbindlichen Aktionsprogramms „Klimaschutz für den Agrarsektor“ (KLIMA-ALLIANZ, 2010). Der Naturschutzbund Deutschland (NABU), auch Mitglied der Klima-Allianz, fordert eine THG-Reduzierung aus der deutschen Landwirtschaft von 40 % bis 2020 gegenüber 1990, analog zu dem Reduktionsziel der Bundesregierung für energiebedingte Treibhausgasemissionen (NABU, 2010; BMU, 2010).

4 Minderungspotenziale für Treibhausgasemissionen

Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft sind zu unterschiedlichen Anteilen systembedingt und lassen sich daher nicht vollständig verhindern. Die Zielgröße von Klimaschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft sollte die Minderung ertragsbezogener Emissionen sein, da eine Emissionsminderung durch die Verringerung der Produktion bei unveränderter Nachfrage nach landwirtschaftlichen Erzeugnissen nur zu einer Verlagerung der Produktion und der Emissionen führt. Potenziale für Klimaschutz in der Landwirtschaft liegen daher einerseits in der Emissionsminderung pro Produkteinheit und andererseits im Konsumentenverhalten, das die Nachfrage nach Agrarprodukten mit unterschiedlicher Klimawirksamkeit steuert. Weiterhin kann die Landwirtschaft durch die Erzeugung von nachwachsenden Rohstoffen und Bioenergie aktiv zum Klimaschutz beitragen.

Klimaschutz in der Landwirtschaft darf nicht nur anhand der erzielten Klimaschutzleistung bewertet werden. Wirkungen auf andere ökologische, ökonomische und gesellschaftliche Ziele sind zu prüfen und in die Bewertung einzubeziehen.

Eine effiziente Minderung klimawirksamer Emissionen aus der Landwirtschaft kann besonders in folgenden Bereichen erzielt werden:

- Minderung der N_2O-Emission durch Steigerung der Effizienz von Stickstoffdüngern und Futtermitteln
- Minderung der CH_4-, NH_3- und N_2O-Emissionen durch ein optimiertes Wirtschaftsdüngermanagement
- Vermeidung von CO_2- und N_2O-Emissionen durch den Erhalt der Vorräte an organischem Bodenkohlenstoff
- Minderung von CO_2-Emissionen durch die Steigerung der Energieeffizienz der Produktion
- Optimierung der Klimaschutzleistung von Bioenergiesystemen
- Anpassung des Konsumverhaltens an eine gesunde und klimafreundliche Ernährungsweise

Nachfolgend werden diese Bereiche und ihre Potenziale für den Klimaschutz beschrieben.

4.1 Steigerung der Stickstoffeffizienz und Reduktion von N-Überschüssen

Ein zentraler Ansatzpunkt zur Minderung der Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft ist die Verbesserung der Ausnutzung von Stickstoffdüngern. Die Steigerung der Stickstoffeffizienz in der Pflanzen- und Tierproduktion dient nicht nur dem Klimaschutz, sondern auch dem Wasser- und Naturschutz. Weiterhin bietet die Effizienzsteigerung meist auch betriebswirtschaftliche Vorteile. Die Verringerung ertragsunwirksamer N-Überschüsse leistet in mehrfacher Hinsicht einen Beitrag zum Klimaschutz:

– Direkte N_2O-Emissionen aus den gedüngten Böden werden verringert.
– Indirekte N_2O-Emissionen, die eine Folge des Austrags reaktiver Stickstoffverbindungen wie Nitrat und Ammoniak sind, werden verringert.
– Im Falle der Einsparung von chemisch-synthetischen Düngemitteln werden Emissionen aus der Düngemittelherstellung eingespart.

Für die Abschätzung der Minderung der Treibhausgasemission durch die Einsparung von 1 kg Stickstoff kann von folgenden Richtwerten ausgegangen werden (Tabelle 4.1):

Tabelle 4.1: Minderung der Treibhausgasemission durch die Einsparung von 1 kg nicht ausgenutzten Stickstoffs in der N-Düngung

Direkte N_2O-Emission[1)]	Indirekte N_2O-Emission[1)]	Emissionen durch die Bereitstellung von chemisch-synthetischem N-Dünger[2)]	Summe
kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/kg N			
6,1	3,9	7,5	17,5

1) Basierend auf den Emissionsfaktoren nach IPCC (1996), der Basis der nationalen Emissionsberichterstattung. Die Berechnung der direkten N_2O-Emission erfolgte vor Abzug der NH_3- und NO-Emissionen, die im Mittel der applizierten chemisch-synthetischen N-Dünger nur einen sehr geringen Einfluss auf die Höhe der direkten N_2O-Emission haben. Die Höhe der indirekten Emissionen durch N-Deposition ist abhängig von der Höhe der NH_3-Emissionen. Letztere werden durch die Düngerart beeinflusst. Die Werte basieren auf dem mittleren Mix an chemisch-synthetischen N-Düngern, die in Deutschland 2009 eingesetzt wurden.
2) Emissionen aus der Düngemittelbereitstellung wurden mit Werten aus der Probas-Datenbank (www.probas.umweltbundesamt.de) berechnet.

Zur Reduktion von N-Überschüssen im landwirtschaftlichen Betrieb steht eine Vielzahl von Maßnahmen zur Verfügung. Hierzu zählen in erster Linie eine optimierte Düngeplanung und Düngetechnik, die effiziente Verwertung organischer Wirtschaftsdünger, ein optimiertes Wirtschaftsdüngermanagement, das Stickstoffverluste minimiert, eine Verbesserung der Futterverwertung sowie proteinoptimierte Futterrationen. Da ein erheblicher Teil der Eiweißfuttermittel importiert wird (die Sojaimporte stammen überwiegend aus Brasilien und Argentinien), muss auch die Stickstoffeffizienz und Treibhausgaswirksamkeit dieser ausgelagerten Futtermittelproduktion in die Systembewertung einbezogen werden. Die Anbaufläche für Sojaimporte nach Deutschland wird auf ca. 2,6 Mio. ha (VON WITZKE ET AL, 2011). Dies entspricht ca. 22 % der deutschen Ackerfläche. Die komplexe Thema-

tik der Bewertung der Klimawirksamkeit von Sojaimporten wird im zweiten Teil des Berichts behandelt.

Niedersachsen ist aufgrund der intensiven Produktion tierischer Erzeugnisse eines der Bundesländer mit den höchsten mittleren N-Salden pro Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche. In mehreren Regionen weisen die N-Salden auf deutliche N-Überschüsse hin. Die Optimierung der Stickstoffeffizienz und die Vermeidung nicht ertragswirksamer und umweltbelastender Stickstoffausträge sind daher in Niedersachsen von großer Bedeutung für den Klimaschutz.

4.2 Optimierung des Wirtschaftsdüngermanagements

Sowohl bei der Lagerung als auch bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern wie Gülle, Mist oder Gärresten aus Biogasanlagen treten klima- und umweltbelastende Emissionen auf. Die effiziente Verwertung der Wirtschaftsdünger und die Minimierung dieser Emissionen sind von zentraler Bedeutung für den Klima- und Umweltschutz. Generell gilt, wie unter dem Punkt „Stickstoffeffizienz“ beschrieben, dass Nährstoffüberschüsse bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern verringert werden müssen. Weiterhin können die Emissionen von Treibhausgasen und Ammoniak durch folgende technische Maßnahmen verringert werden:

- Einsatz von Ausbringungstechniken für Gülle, Gärreste aus Biogasanlagen und Geflügelmist zur Minderung der NH_3-Emission. Von großer Bedeutung sind der Ausbringungszeitpunkt, die sofortige Einarbeitung auf unbewachsenen Flächen sowie die bodennahe Ausbringung.
- Emissionsminderung durch die Art der Lagerung der Wirtschaftsdünger
- Minderung der NH_3-Freisetzung aus offenen Güllelagern durch geeignete Abdeckungen
- Minderung der CH_4- und NH_3-Emissionen aus der Güllelagerung durch Gülleverwertung in Biogasanlagen. Durch die Substitution von fossilen Energieträgern durch Biogas werden zusätzlich Treibhausgasemissionen verringert.

Von besonderer Bedeutung ist die Minderung der NH_3-Emissionen, da die Wirtschaftsdüngerlagerung und -ausbringung die wichtigsten Ursachen der NH_3-Emission in Deutschland und Niedersachsen sind. Die NH_3-Emission belastet naturnahe Ökosysteme, führt zu indirekten N_2O-Emissionen und verringert die Stickstoffeffizienz der landwirtschaftlichen Produktion. In Tabelle 4.2 sind beispielhaft Richtwerte zur Minderung der Emission von NH_3 und N_2O durch Maßnahmen im Bereich der Güllelagerung und Ausbringung gelistet. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Ausbringungsverluste absolut gesehen deutlich höher sind als die Lagerungsverluste und dass deshalb mit der Optimierung der Ausbringung die größeren absoluten Treibhausgaseinsparungen erzielt werden können.

Als veredlungsstarkes Bundesland (vgl. Kapitel 1) weist Niedersachsen relativ hohe Treibhausgas- und Ammoniakemissionen aus der Lagerung und Ausbringung tierischer Wirtschaftsdünger auf (vgl. Kapitel 2). Hieraus ergeben sich hohe Einsparpotenziale (besonders im Bereich der NH_3-Emission), aber auch eine besondere Verantwortung zur Emissionsminderung.

Tabelle 4.2: Minderung der NH_3-Emission aus Rinder- und Schweinegülle durch optimierte Lagerung und Ausbringung sowie potenzielle Bedeutung der Emissionsminderung von 1 kg NH_3-N für die Einsparung von Treibhausgasemissionen (Minderung indirekter N_2O-Emission und Einsparung von N-Mineraldünger)

	Minderung der NH_3-Emissionen		**Minderung der Treibhausgasemission**	
	Folienabdeckung versus offener Güllelagerung ohne Ausbildung einer Schwimmschicht[1)]	**Einarbeitung innerhalb 1 h versus 4 h[2)]**	**Indirekte N_2O-Emission**	**THG-Emission aus der Düngemittel-herstellung**
Gülleart	Minderung des TAN-Verlustes[3)] in %		kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/kg NH_3-N	
Rindergülle	85	62	5	7,5[4)]
Schweinegülle	85	56		

1) Die Ausbildung einer natürlichen Schwimmschicht bei Rindergülle kann zur Reduktion der Emissionen um 70 % führen. Daher ist besonders die Abdeckung von Schweinegüllelagern eine effiziente Maßnahme zur Emissionsminderung.

2) Seit August 2011 muss auf Grundlage einer bundesweiten Abstimmung der Agrarministerkonferenz die Einarbeitung innerhalb von spätestens vier Stunden erfolgen.

3) TAN: total ammoniacal nitrogen – ammoniakalischer Stickstoff: NH_3-N + NH_4-N. Berechnet wurde die relative Minderung des TAN-Verlustes durch NH_3-Emissionen.

4) Basierend auf Daten des Umweltbundesamts (www.probas.umweltbundesamt.de)

Quelle: Döhler et al. (2002); IPCC (1996); Daten des Umweltbundesamtes (www.probas.umweltbundesamt.de).

Das Klimaschutzpotenzial der Verwertung von Gülle in Biogasanlagen wird unter dem Punkt „Produktion von Bioenergie“ näher beschrieben.

Die wichtigste Ursache für CH_4-Emissionen in Niedersachsen ist die **CH_4-Freisetzung aus der Verdauung von Wiederkäuern** (Abbildung 2.1). Maßnahmen zur Minderung dieser Emissionen liegen im Bereich der Leistungsoptimierung unter Berücksichtigung der Aspekte Tiergesundheit und Lebensleistung, Doppelnutzung Milch-Fleisch und Erhalt von Dauergrünland. Der Einsatz von Futterantibiotika zur Hemmung der methanbildenden Organismen ist in der EU nicht zugelassen, negative Effekte sind bislang unzureichend analysiert. Auch die gezielte Hemmung der Methanbildung im Pansen durch sekundäre Pflanzeninhaltsstoffe wie Tannine befindet sich noch im Forschungsstadium. Möglichkeiten zur Minderung der CH_4-Emission durch eine Veränderung der Futterration (z. B. steigender Kraftfutteranteil, Verringerung des Rohfasergehalts) sind weitgehend ausgeschöpft, und die Umstellung von gras- auf maisbasierte Fütterung führt aufgrund des Grünlandumbruchs zu einer zusätzlichen Treibhausgasemission. Die Zusammenhänge

zeigen, dass die aktuellen Möglichkeiten zur Minderung der CH_4-Freisetzung aus der Verdauung von Wiederkäuern sehr begrenzt sind. Zu berücksichtigen ist darüber hinaus, dass der Rinderhaltung eine große Bedeutung für die Inwertsetzung und den Erhalt von Dauergrünland zukommt.

4.3 Erhalt der Vorräte an organischer Bodensubstanz

Die organische Bodensubstanz beeinflusst nahezu alle Funktionen des Bodens. Ein nachhaltiges Humusmanagement fördert die Bodenfruchtbarkeit und Ertragssicherheit und hat eine positive Wirkung auf die Bodenstruktur sowie das Wasserspeicher- und Infiltrationsvermögen von Böden. Der Verlust von organischer Bodensubstanz durch verstärkte Mineralisation führt zur Emission der Treibhausgase CO_2 und N_2O. Der Erhalt der organischen Kohlenstoffvorräte in Böden ist daher ein wichtiger Beitrag zum Klimaschutz.

In der Landwirtschaft treten Verluste an organischer Bodensubstanz insbesondere durch die Entwässerung hydromorpher Böden (z. B. Moore) sowie durch den Umbruch von Dauergrünland auf. Der Erhalt des organischen Bodenkohlenstoffs dient nicht nur dem Klimaschutz, er hat auch positive Auswirkungen auf den Gewässerschutz, da ein Abbau der Vorräte an organischer Bodensubstanz oft mit erhöhten Nitratausträgen verbunden ist. Zu den zentralen Aktionsfeldern der Verringerung der Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft zählen daher folgende Bereiche:

- Erhalt von Dauergrünland und die Vermeidung des umwelt- und klimabelastenden Umbruchs dieser Flächen,
- Verringerung stark erhöhter CO_2- und N_2O-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten, entwässerten Mooren durch Anheben des Wasserspiegels.

Beide Aktionsfelder haben zudem positive Effekte auf die Ziele des Natur- und Artenschutzes. Das Ausmaß der CO_2-Emission durch Grünlandumbruch ist standortabhängig. Im Mittel wird von einer Abnahme des Vorrats an organischer Bodensubstanz in den obersten 30 cm von ca. 30 bis 36 % ausgegangen (IPCC, 2006; JOHNSTON et al., 2009; POEPLAU et al., 2011). Eine 30 %-Abnahme des Vorrats an organischer Bodensubstanz entspricht bei einem Vorrat von 26 bis 132 t organischem Bodenkohlenstoff pro Hektar (in 0 bis 30 cm) je nach Standort einer Emission von 35 bis 163 t CO_2-$_{Äq.}$.[2] Besonders klimabelastend ist daher der Umbruch von Grünlandböden, die hohe Vorräte an organischer Bodensubstanz aufweisen.

Die landwirtschaftliche Produktion auf entwässerten Moorböden ist stark klimabelastend, da die Torfmineralisation hohe CO_2-Emissionen verursacht. Eine Minderung der Treib-

[2] Eigene Berechnungen nach gemessenen Werten zu C-Vorräten der Dauerbeobachtungsflächen Grünland des Landesamtes für Bergbau, Energie und Geologie Niedersachsen.

hausgasemission kann nur durch die Anhebung des Wasserspiegels der Moorböden erreicht werden. Moorschutz (Erhalt und Neubildung von Torf) erfordert die nahezu vollständige Vernässung des Torfkörpers. Dies schließt die herkömmliche landwirtschaftliche Nutzung der Moore als Acker oder Grünland aus. Zu beachten ist, dass bei dauerhaft vollständigem Überstau auf Niedermoorstandorten erhöhte CH_4-Emissionen auftreten können (HÖPER et al., 2008). In Tabelle 4.3 sind aktuelle Richtwerte für Treibhausgasbilanzen deutscher Moorstandorte, differenziert nach Moortyp und Nutzung, zusammengefasst (DRÖSLER et al., 2011).

Tabelle 4.3: Treibhausgasbilanzen von Moorböden in Deutschland, differenziert nach Moortyp und Nutzung (positive Werte kennzeichnen THG-Emissionen). Die Bilanzen basieren auf ganzjährigen Messungen der CO_2-, N_2O- und CH_4-Austauschraten.

	Treibhausgasbilanz		**Wasserstand unter der Geländeoberfläche**
	Niedermoor	**Hochmoor**	
Nutzung	t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha und Jahr		cm
Acker	33,8	keine Daten	-70 (-29 bis -102)
Grünland intensiv bis mittel, trockener Standort	30,9	28,3	-49 (-39 bis -98)
Grünland extensiv, trockener Standort	22,5	20,1	-29 (-14 bis -39)
Grünland extensiv, nasser Standort	10,3	2,2	-11 (6 bis -25)
Naturnah/renaturiert	3,3	0,1	-10 (-7 bis -14)

Quelle: Drösler et al. (2011).

Die Zusammenstellung zeigt, dass eine Extensivierung von ackerbaulich genutzten Mooren und Intensivgrünland auf Mooren hin zu einer extensiven Grünlandbewirtschaftung bei gleichzeitiger Anhebung des Wasserstandes zu einer Reduzierung der Emissionen um rund 24 bis 26 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha und Jahr führt. Klimaneutral werden Moore erst bei naturnahen Wasserständen (mittlerer Jahreswasserstand um 10 cm unter Geländeoberfläche).

Niedersachsen ist das Bundesland mit der größten Moorfläche (ca. 38 % der deutschen Moorfläche). Aufgrund der überwiegend landwirtschaftlichen Nutzung der niedersächsischen Moore (15 % unter Ackernutzung, 52 % werden als Grünland genutzt)[3] sind die meisten Moorstandorte entwässert, und die Moornutzung bildet die größte Treibhausgas-

[3] Die Auswertung der Flächen basiert auf der Geologischen Übersichtskarte Maßstab 1 : 200 000 und dem Basis-DLM 2010.

quelle in der Landwirtschaft Niedersachsens (Abbildung 2.1). Die Vernässung von Moorstandorten weist in Niedersachsen daher ein sehr hohes Emissionsminderungspotenzial auf. Auch die Treibhausgasemission aus entwässerten Moorflächen, die nicht landwirtschaftlich genutzt werden (z. B. Torfabbaufolgeflächen), kann durch eine gezielte Vernässung nahezu vollständig vermieden werden.

Neben der landwirtschaftlichen Moornutzung führen auch der industrielle Torfabbau und die Verwendung von Torf als Pflanz- und Kultursubstrat in Niedersachsen zu erheblichen Treibhausgasemissionen. Deutschland ist europaweit der größte Verbraucher von Torf und Hersteller von Kultursubstraten für den Erwerbsgartenbau. Rund 80 % der deutschen Gesamtproduktion von Torf stammen aus Niedersachsen. Die Einschränkung des Torfeinsatzes als Kultursubstrat bietet aus Sicht des Klimaschutzes ebenfalls ein erhebliches Potenzial Emissionen zu reduzieren.

4.4 Steigerung der Energieeffizienz in der Landwirtschaft

In einem landwirtschaftlichen Betrieb kann durch vielfältige Maßnahmen Energie eingespart werden. Energiesparen senkt die Emission der Treibhausgase Kohlendioxid und Methan bei der Gewinnung fossiler Brennstoffe sowie ihrer Verbrennung (UBA, 2009). Die Treibhausgasemission der niedersächsischen Landwirtschaft durch den Einsatz fossiler Energie beträgt rund 1.740 kt $CO_{2\text{-Äq.}}$/Jahr (beinhaltet Landwirtschaft, Forstwirtschaft und Fischerei; AUG, 2010). Langfristige Einsparpotenziale für die Landwirtschaft werden von Experten in Niedersachsen auf 10 bis 30 % geschätzt (KOWALEWSKY, 2011, ähnlich für Deutschland: SCHIED, 2011). Potenziale zur betrieblichen Emissionsminderung bestehen besonders bei energieintensiven Produktionsformen (z. B. Gewächshauskulturen). Das Gesamtpotenzial dieser Möglichkeiten ist insofern begrenzt, als der Agrarsektor in Niedersachsen nur rund 2,5 % der energiebedingten CO_2-Emissionen in Niedersachsen verursacht.

4.5 Produktion von Bioenergie

Durch die Produktion von Biomasse zur energetischen oder stofflichen Verwertung kann die Landwirtschaft direkt zum Klimaschutz beitragen. Die wichtigsten organischen Rohstoffe aus der Landwirtschaft, die derzeit in Deutschland zur Erzeugung von Bioenergie genutzt werden, sind Raps (Biodiesel), Mais (Biogas), Getreide (Ethanol), Zuckerrüben (Ethanol) und Gülle (Biogas). Die Produktion von Bioenergie in der Landwirtschaft wird durch das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG), durch Beimischungsquoten für Biotreibstoffe und durch Steuervergünstigungen gefördert.

Die Substitution fossiler Energieträger durch Bioenergie aus der Landwirtschaft ist nicht per se ein Beitrag zum Klimaschutz, da auch im Zuge der Produktion nachwachsender

Energieträger Treibhausgasemissionen auftreten und wertvolle Ressourcen (z. B. Ackerfläche, Nährstoffe, Wasser) benötigt werden. Für die Bewertung der Klimaschutzleistung von Bioenergielinien sind daher sowohl die Netto-$CO_{2\text{-Äq.}}$-Vermeidung als auch die Ressourceneffizienz der Emissionsminderung sowie die Beeinflussung von Nachhaltigkeitszielen zu berücksichtigen. In der Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung wurden für flüssige Bioenergieträger erstmals Nachhaltigkeitskriterien und Mindestanforderungen für die Treibhausgaseinsparung festgelegt. Die Emissionsminderung im Vergleich zum konventionellen Referenzsystem muss mindestens 35 % betragen. Ab dem Jahr 2017 steigt diese Anforderung auf mindestens 50 %.

Emissionen durch hohe Düngeraufwendungen sowie durch direkte und indirekte Landnutzungsänderung können die Klimaschutzleistung von Bioenergielinien erheblich mindern und mitunter sogar zur Klimabelastung umkehren. Emissionen aus Landnutzungsänderungen entstehen, wenn die Produktion von Energiepflanzen zu einer Abnahme von Bodenkohlenstoff- und Biomassevorräten führt (z. B. Umwandlung von Wäldern oder Grünland zu Ackerland). Dies kann sowohl unmittelbar die Produktionsflächen von Energiepflanzen betreffen (direkte Landnutzungsänderung) als auch Flächen, die infolge der zunehmenden Flächenkonkurrenz zwischen der Nahrungs- und Futtermittelproduktion einerseits und dem Energiepflanzenanbau andererseits zusätzlich in Kultur genommen werden (indirekte Landnutzungsänderung). Indirekte Landnutzungsänderungen müssen nicht vor Ort auftreten, sie können aufgrund globaler Handelsstrukturen auch in anderen Regionen der Welt, die Agrarprodukte exportieren, bedeutsam sein. Es besteht wissenschaftlicher Konsens darüber, dass diese indirekten Landnutzungsänderungen bei der Bewertung von Bioenergie berücksichtigt werden müssen. Allerdings gibt es bislang keine international abgestimmten Bewertungsansätze. In dieser Studie wurden indirekte Landnutzungsänderungen (iLUC) in Übereinstimmung mit dem Wissenschaftlichen Beirat der Bundesregierung für globale Umweltfragen (WBGU) nach dem Modellansatz von FRITSCHE et al. (2010) unter der Annahme gewertet, dass nur 25 % des zusätzlichen Flächenbedarfs für die Produktion von Energiepflanzen durch die Ausweitung landwirtschaftlicher Nutzfläche realisiert werden. Der so abgeleitete global gewichtete iLUC-Faktor ist ein konstanter Wert von 3,5 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha (siehe auch Kapitel „Energetische Biomasseerzeugung“ im zweiten Teil des Berichts). Wenn dieser Wert, wie in Tabelle 4.4, auf Emissionen pro Energieeinheit umgerechnet wird, ergeben sich je nach Energieertrag pro Hektar unterschiedliche Auswirkungen für die verschiedenen Bioenergielinien.

In Tabelle 4 sind Richtwerte für die Treibhausgasminderung der Substitution herkömmlicher Energieträger durch unterschiedliche Bioenergielinien zusammengefasst. Die Berechnungen wurden ohne und mit Berücksichtigung indirekter Landnutzungsänderungen durchgeführt.

Die Aufstellung zeigt, dass – basierend auf Zahlen aus WBA (2007) – die derzeit favorisierten Bioenergielinien in Deutschland bei Berücksichtigung indirekter Landnutzungseffekte nur einen geringen oder sogar keinen Beitrag zur Minderung der Treibhausgasemis-

sionen leisten. Die höchsten Einsparungen können durch die Biogaserzeugung auf der Basis von Gülle erzielt werden. Beim Einsatz von Gülle besteht keine Flächenkonkurrenz mit der Nahrungs- und Futtermittelproduktion, es treten keine Emissionen durch Landnutzungsänderungen auf. Die potenzielle Klimaschutzleistung der Bioenergieträger wird stark durch die Art der Verwertungslinie beeinflusst.

Tabelle 4.4: Minderung der Treibhausgasemission (in g $CO_{2\text{-Äq.}}$/kWh) durch den Einsatz ausgewählter Bioenergielinien ohne Berücksichtigung von Landnutzungsänderungen (ohne LUC) sowie mit Berücksichtigung indirekter Landnutzungsänderungen (mit iLUC). Positive Werte zeigen eine Minderung der Treibhausgasemission gegenüber dem Einsatz herkömmlicher Energieträger, negative Werte weisen eine zusätzliche Klimabelastung aus.

	Nutzungspfad	**Substituierte fossile Energieträger**	**Treibhausgasvermeidung ohne LUC**	**Treibhausgasvermeidung mit iLUC (25%)**
			g $CO_{2\text{-Äq.}}$/kwh	
Kraftstoff	Bioethanol aus Getreide	Benzin	108	-98
	Biodiesel aus Rapsöl	Diesel	162	-68
Wärme	Holzhackschnitzel aus Kurzumtriebsplantagen zum Einsatz in Hackschnitzelheizung	Erdgas	247	158
Strom	Holzhackschnitzel aus Kurzumtriebsplantagen zur Co-Verbrennung in Kohlekraftwerken[1)]	Steinkohle	909	734
Strom/ Wärme	Biogaserzeugung aus Gülle (KWK)	Deutscher Strommix + Erdgas	1.237	1.237
Strom/ Wärme	Biogaserzeugung aus Mais (KWK)	Deutscher Strommix + Erdgas	475	257

Berechnungsgrundlagen:

Energieertrag inkl. Gutschriften (Sojasubstitut, Glycerin) je ha Raps a 3,7 t Rapsertrag: 15.213 kWh; Energieertrag je ha Getreide a 7,7 t Kornertrag: 16 980 kWh.

Energieertrag je ha KUP (Hackschnitzel-Co-Verbrennung) a 10 t Ertrag: 19 989 kWh; elektrisch; Wirkungsgrad Kohlekraftwerk: 42 %

Energieertrag je ha KUP (Hackschnitzelheizung) a 10 t Ertrag: 39 434 kWh; thermisch; Wirkungsgrad Feuerungsanlage: 87 %, 5 % Wärmeverluste im 400 m Wärmenetz

Energieertrag je ha Silomais a 45 t FM Ertrag: 16 048 kWhel; 500 kW Anlage mit elektrischem Wirkungsgrad 38 %; thermischer Wirkungsgrad 45 %; Mais: 190 m³ Biogas/t FM; Methangehalt: 53%; 30 % Wärmenutzung; 150 KW Gülleanlage mit 30 % Wärmenutzung

THG-Emissionen durch iLUC auf 25 % Niveau: 3,5 t $C_{O2\text{-Äq.}}$/ha

1) Dieser Pfad ist als ein mögliches Szenario zu betrachten, das aus klimapolitscher und volkswirtschaftlicher Sicht laut WBA (2007) Vorteile haben kann. Restriktionen, wie das Verbot einer Co-Verbrennung, sind hier nicht Gegenstand der Diskussion.

Quellen: Eigene Berechnungen nach WBA (2007); Fritsche et al. (2010).

Positive Effekte für den Klimaschutz können durch die Biogasproduktion aus Gülle oder anderen organischen Reststoffen sowie durch die Substitution von Steinkohle durch Holzhackschnitzel erzielt werden. Allerdings ist darauf hinzuweisen, dass den in Tabelle 4.4 aufgeführten Werten bundesdeutsche Werte zugrunde liegen. In Niedersachsen ist eine durchaus höhere Treibhausgasvermeidung durch höhere Erträge (z. B. Mais, Raps) und

den effizienteren Wirkungsgrad der Biogasanlagen möglich. Werden für Niedersachsen höhere Energieerträge als im WBA-GUTACHTEN (2007) angenommen, erhöht sich die Treibhausgasvermeidung mit und ohne Landnutzungsänderungen. Entscheidend für die Bewertung der Leistungsfähigkeit von Bioenergielinien für den Klimaschutz sind u. a. die Kosten der Emissionsminderung ($CO_{2\text{-Äq.}}$-Vermeidungskosten). Auch bei dieser Betrachtung müssen direkte und indirekte Landnutzungseffekte berücksichtigt werden. Aufgrund hoher $CO_{2\text{-Äq.}}$-Vermeidungskosten kommt das Gutachten des Wissenschaftlichen Beirats Agrarpolitik zu dem Schluss, dass die Produktion von Biogas auf Basis nachwachsender Rohstoffe ein vergleichsweise teurer Beitrag zum Klimaschutz ist (WBA, 2011b). Untersuchungen eines aktuellen europäischen Projektes zeigen, dass unter optimierten Bedingungen $CO_{2\text{-Äq.}}$-Vermeidungskosten von knapp über 100 € zu erreichen sind (AMON et al., 2010).

4.6 Gesunde und klimaschonende Ernährung

Schließlich kann der Verbraucher über sein Konsum- und Ernährungsverhalten zur Reduktion der Treibhausgasemissionen beitragen. So ist die Erzeugung von Fleisch und tierischen Produkten meistens mit deutlich höheren Treibhausgasemissionen und Ressourcenaufwendungen verbunden als die pflanzliche Erzeugung. Über die Reduzierung des Verzehrs tierischer Lebensmittel kann der Verbraucher in Deutschland nicht nur einen individuellen Beitrag zum Klimaschutz leisten, sondern meist auch einen Beitrag zur eigenen gesünderen Ernährung. Der aktuelle Verzehr von Fleisch und Wurstprodukten in Deutschland ist mit ca. 60 kg/Kopf und Jahr etwa doppelt so hoch wie die von der Deutschen Gesellschaft für Ernährung empfohlene Menge für eine gesunde und ausgewogene Ernährung.

Weitere Eckpunkte einer klimafreundlichen Ernährungsweise sind die Bevorzugung saisonaler, naturbelassener und ungekühlter Produkte sowie die Energieeffizienz von Einkaufsfahrten und der häuslichen Lagerung und Zubereitung von Lebensmitteln. Von zentraler Bedeutung ist weiterhin die Vermeidung von Lebensmittelabfällen.

Die verstärkte Aufklärung und aktive Beratung über eine gesunde, klima- und umweltschonende Ernährung, die sowohl Kindergärten als auch Schulen und Einrichtungen der Erwachsenenbildung einschließt, ist nicht nur im Sinne des Klimaschutzes, sondern besonders auch im Sinne der Gesundheitsvorsorge eine vordringliche Aufgabe.

5 Was im Land bereits geschieht

Im Bereich der Land- und Ernährungswirtschaft gibt es in Niedersachsen – wie in den meisten anderen Bundesländern auch – kein eigenständiges Klimaschutzprogramm. Im Programm zur Entwicklung des ländlichen Raums werden einige Maßnahmen angeboten, die auf den Klimaschutz abzielen. Insgesamt werden vom Land Niedersachsen derzeit folgende Klimaschutzmaßnahmen angeboten bzw. durchgeführt:

Agrarumweltmaßnahmen zum Thema Klimaschutz

– *Förderung einer klimaschonenden Grünlandbewirtschaftung der gesamten Dauergrünlandflächen eines Betriebes (Maßnahme B0).* Landwirte, die an dieser Maßnahme teilnehmen, verpflichten sich für die Dauer von fünf Jahren, auf eine tiefwendende Bodenbearbeitung auf Dauergrünlandflächen (Nachsaat im Schlitzverfahren; Walzen und Schleppen sind zulässig) und auf die Umwandlung von Dauergrünland in Ackerland zu verzichten. Die Höhe der Zuwendung beträgt jährlich 45 €/ha bewirtschaftetes Dauergrünland (30 €/ha bei Ökobetrieben). Eine klimaschonende Wirkung entfaltet diese Maßnahme allerdings nur, wenn die daran teilnehmenden Landwirte auch nach der fünfjährigen Verpflichtung auf eine tiefwendende Bodenbearbeitung auf Dauergrünlandflächen verzichten, z. B., weil sie die alternativen Pflegemaßnahmen als positiv erfahren haben.

– *Förderung der Ausbringung von flüssigem Wirtschaftsdünger auf Acker- und Grünland mit besonders umweltfreundlichen Ausbringungsverfahren (Maßnahme A3).* Landwirte, die an dieser Maßnahme teilnehmen, verpflichten sich für die Dauer von fünf Jahren, u. a. die Ausbringung von auf dem Betrieb erzeugter Gülle durch einen Maschinenring oder Lohnunternehmer mit speziellen emissionsarmen Geräten und jährlich mindestens eine Laboruntersuchung des flüssigen Wirtschaftsdüngers auf Gesamtstickstoff- und Ammoniumstickstoffgehalt vornehmen zu lassen. Die Förderhöhe beträgt 15 € je nachweislich umweltfreundlich ausgebrachter Wirtschaftsdüngermenge, die dem Standard-Wirtschaftsdüngeranfall einer Großvieheinheit entspricht, jedoch nicht mehr als 30 €/ha LF. Diese Maßnahme wird derzeit nur noch begrenzt für Betriebe mit bestehenden Bewilligungen angeboten.

Förderung der Bioenergie

Vom Land Niedersachsen werden verschiedene Maßnahmen für den Ausbau der Nutzung von nachwachsenden Rohstoffen für die energetische und stoffliche Nutzung geschaffen und unterstützt. Dabei geht es vor allem um die weitere Steigerung der Effizienz und damit der Klimaschutzwirkung der Anlagen.

– *Förderung von Forschung und Entwicklung*, z. B. Energiepflanzenzüchtung, Technikentwicklung, etc.

- *Aus- und Fortbildung (Effizienzsteigerung).* Qualifizierungsmaßnahme „Biogas“ der Ländliche Erwachsenenbildung e. V. (LEB) und Qualifizierung „Holz als Energieträger“ der Landwirtschaftskammer und des 3N-Kompetenzzentrum
- *Unterstützung des 3 N-Kompetenzzentrums Niedersachsen Netzwerk Nachwachsende Rohstoffe e. V.* (www.3-n.info)

Beratung landwirtschaftlicher und gartenbaulicher Betriebe

- Niedersachsen fördert seit dem Jahr 2009 die *Beratung zur Verbesserung der Energieeffizienz* in landwirtschaftlichen und gartenbaulichen Betrieben auf der Grundlage der niedersächsischen Förderrichtlinie „Einzelbetriebliche Managementsysteme und Energieberatung“.
- Diese Richtlinie wird durch die Aufnahme der sogenannten „Neuen Herausforderungen“ des Gesundheitschecks der Gemeinsamen Agrarpolitik – u. a. Klimawandel und erneuerbare Energien – weiterentwickelt und ab dem Jahr 2012 verändert angeboten werden.

Zu beachten ist, dass die Rahmensetzungen im Agrar- und Umweltbereich, die direkt oder indirekt klimawirksam sind/sein können, auf verschiedenen Ebenen (EU-, Bund- und Landesebene) erfolgen. Zu nennen sind hier z. B. die Programme zur Entwicklung des ländlichen Raumes, die Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“ (GAK), die Düngeverordnung (DüV) oder auch das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG). An der Weiterentwicklung bzw. Ausgestaltung dieser Programme, Maßnahmen, Verordnungen und Gesetze können sich die Bundesländer – auch im Hinblick auf eine stärkere Berücksichtigung des Klimaschutzes – einbringen. Niedersachsen hat sich z. B. bei der Novellierung des EEG offensiv mit einem eigenen Konzept für die Ausgestaltung des Bioenergiebereichs, hin zu mehr Effizienz und einer deutlichen Vereinfachung, eingebracht.

6 Vorschläge für weitere politische Maßnahmen

Basierend auf den in Kapitel 4 aufgezeigten Potenzialen zur Emissionsminderung werden hier Maßnahmen zur Emissionsminderung vorgeschlagen. Schwerpunkte bilden hierbei folgende Bereiche:

- Maßnahmen zur Steigerung der Stickstoffeffizienz
- Maßnahmen zum Erhalt der Vorräte an organischem Bodenkohlenstoff
- Maßnahmen zur Vermeidung von CH_4-Emissionen aus Wirtschaftsdüngern und zur Steigerung der Klimaschutzleistung von Bioenergielinien
- Optimierung der Ressourcen- und Klimaeffizienz durch einen Klimacheck für landwirtschaftliche Betriebe
- Anpassung des Agrarinvestitionsförderungsprogramms an Klimaschutzaspekte
- Forschung und Wissenstransfer in den Bereichen Ernährungsindustrie und Handel sowie Verbraucherinformation

Die ersten fünf der im Folgenden empfohlenen Maßnahmen zielen auf die Reduzierung von Lachgas- und Ammoniakemissionen ab. Das zentrale politische Instrument zur Steuerung der N-Effizienz und zur Begrenzung von umwelt- und klimabelastenden N-Austrägen aus der Landwirtschaft ist die Düngeverordnung (DüV), die damit die Referenz für darüber hinausgehende, freiwillige Maßnahmen in der Düngung definiert.

Ziel der DüV ist einerseits, die Ernährung der Nutzpflanzen sicherzustellen und die Bodenfruchtbarkeit zu erhalten und andererseits negative Umwelteffekte zu begrenzen. Da die DüV bundesweit den generellen Rahmen für die Düngung in Deutschland setzt und u. a. Grenzen für zulässige N-Überschüsse und anrechenbare N-Verluste definiert, ist sie von zentraler Bedeutung für den Klimaschutz. Der große Anteil der Landwirtschaft am Eintrag reaktiver Stickstoffverbindungen (NO_3, N_2O, NH_3) in Gewässer und in die Atmosphäre erfordert eine Prüfung der ausreichenden Wirksamkeit der bestehenden Regelungen des Düngerechts und ihrer Umsetzung zur Gewährleistung einer Düngung, die am wirtschaftlichen Erfolg orientiert ist und gleichermaßen der Verantwortung gegenüber der Umwelt gerecht wird (WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT FÜR DÜNGUNGSFRAGEN, 2009). Die erste Klimaschutzmaßnahme in diesem Kapitel betrifft daher die Evaluierung und Überarbeitung der Düngeverordnung.

Die im Anschluss an die Maßnahme „Überarbeitung der Düngeverordnung“ aufgeführten möglichen Maßnahmen zur Reduzierung der stickstoffbasierten THG-Emissionen sind vor dem Hintergrund der Düngeverordnung als Ergänzungen zu betrachten, welche darauf abzielen, die Umsetzung der DüV und Innovationen im N-Management zu fördern. Sie können eine kritische Bewertung der DüV, die auch unter dem Aspekt des Klimaschutzes erforderlich und von zentraler Bedeutung ist, nicht ersetzen.

6.1 Überarbeitung der Düngeverordnung (DüV)

Ziel: Ziel dieser Maßnahme ist die Steigerung der Stickstoffeffizienz und die Verminderung direkter und indirekter N_2O-Emissionen. Darüber hinaus werden Emissionen vermieden, die bei der Produktion des eingesparten Stickstoffmineraldüngers entstehen würden. Es bestehen Synergien hinsichtlich der Minderung anderer Schadwirkungen des reaktiven Stickstoffs in der Umwelt (Wasserbelastung, Eutrophierung und Versauerung).

Sachstand: Die DüV beschreibt Regeln für den Umgang mit Düngemitteln, insbesondere von solchen mit wesentlichen Nährstoffgehalten an Stickstoff und Phosphor. Sie ist das maßgebliche Instrument zur Umsetzung der EU-Nitratrichtlinie in Deutschland. Zuletzt wurde sie im Jahr 2009 geändert. Die DüV und ihre Umsetzung stehen jedoch weiterhin in der Kritik, beispielsweise seitens der Wasserwirtschaft. Derzeit wird eine Evaluierung der Düngeverordnung durchgeführt, deren Ergebnisse zur Mitte des Jahres 2012 zu erwarten sind. Zu den wesentlichen Untersuchungspunkten gehören

- Vollzug der Düngeverordnung,
- Verfahren der Nährstoffbilanzierung,
- Bewertung von Nährstoffüberschüssen,
- Höhe anrechenbarer N-Verluste,
- Ausbringungsobergrenzen für Wirtschaftsdünger,
- Behandlung von Gärresten pflanzlicher Herkunft,
- Sperrzeiten für die Ausbringung, Herbstdüngung sowie die Mindestlagerkapazität für Wirtschaftsdünger, die derzeit durch Landesrecht geregelt sind.

Niedersachsen hat durch die Verbringungsverordnung und die Etablierung von Gülleböre sen Maßnahmen umgesetzt, die den Vollzug der DüV unterstützen und die dazu beitragen, die Effizienz der Verwertung von Wirtschaftsdünger zu steigern und Probleme der Nährstoffüberschüsse in Regionen mit intensiver tierischer Veredlung zu verringern. Die Wirksamkeit dieser begleitenden Maßnahmen im Sinne der Steigerung der Stickstoffeffizienz ist zu prüfen.

Beschreibung: Die Düngeverordnung wird auf Bundesebene geregelt, jedoch kann das Land Niedersachsen Einfluss auf die künftige politische Weiterentwicklung nehmen und die konstruktive Auseinandersetzung mit den Ergebnissen der Evaluierung der DüV forcieren. Es gibt zu einzelnen Punkten der DüV auch Umsetzungsspielräume, welche die niedersächsische Landesregierung nutzen kann. Dazu gehört die Einarbeitung von Wirtschaftsdüngern, zu der im Folgenden eine Maßnahme formuliert ist. Auch die konsequente Umsetzung des Vollzugs liegt in der Verantwortung des Landes. Ansatzpunkte sind z. B. die Erstellung von belastbaren, betrieblichen Nährstoffbilanzen, die Festlegung von Konsequenzen bei Überschreitung der Nährstoffsalden und die verbindliche Forderung nach Nährstoffuntersuchungen bei Gärresten.

Die Überarbeitung der DüV ist durch die Fortführung und Intensivierung der Beratung zur Optimierung des betrieblichen Stickstoffmanagements zu unterstützen (siehe Maßnahme Klimacheck), da die DüV nur den allgemeinen Rahmen für die Düngung setzt und die betriebliche N-Effizienz auch maßgeblich durch das betriebliche Nährstoffmanagement bestimmt wird.

Zielgruppe: Politik und Verwaltung

Akteure: Politiker und Mitarbeiter der betroffenen Verwaltungen

Finanzieller Aufwand: Ist derzeit nicht zu beziffern.

THG-Einsparung: Unter der Annahme, dass eine überarbeitete DüV zu einer Verbesserung der N-Produktivität (Output-/Input-Relation) um fünf Prozentpunkte beiträgt (vgl. Kapitel 9.1.1.1), können insgesamt über 900 kt $CO_{2\text{-Äq.}}$/Jahr eingespart werden. Werden die Wirkungen anderer Maßnahmen, die Einfluss auf die N-Düngung haben, in Abzug gebracht (s. Kapitel 6.2, 6.3, 6.4, 6.5 und 6.12), verbleiben Einsparungen durch die DüV in Höhe von 460 bis 620 kt $CO_{2\text{-Äq.}}$/Jahr.

Maßnahmentyp: Politische Einflussnahme und konsequenter Vollzug

6.2 Ergebnisorientierte Honorierung zur Erhöhung der N-Effizienz

Ziel: Ziel der Maßnahme ist die Reduzierung des Mineraldüngereinsatzes durch Erhöhung der Stickstoffeffizienz[4] und Verringerung der Stickstoffüberschüsse. Ertragsrückgänge sollen hierbei vermieden werden, um indirekte Landnutzungseffekte auszuschließen. Deshalb liegt der Schwerpunkt auf der N-Effizienzsteigerung. Dadurch werden die direkten und indirekten Lachgasemissionen aus dem Pflanzenbau je Produkteinheit reduziert. Darüber hinaus werden Emissionen vermieden, die bei der Produktion von Stickstoffmineraldünger entstehen. Zu berücksichtigen sind die Synergien hinsichtlich der Minderung anderer Schadwirkungen des reaktiven Stickstoffs in der Umwelt (Wasserbelastung, Eutrophierung und Versauerung).

Sachstand: Ähnliche Maßnahmen zur Reduzierung der Überschüsse gibt es seit 2009 bzw. 2010 in Sachsen-Anhalt, Thüringen und Brandenburg. Sie weisen Weiterentwicklungspotenziale im Bereich tierhaltender Betriebe und in der Betrachtung des Gesamtbetriebs auf.

[4] Die Stickstoffeffizienz ist im weiteren Sinne definiert als die Menge Stickstoff im Ernteprodukt im Verhältnis zur in das System eingebrachten Menge Stickstoff. Durch eine Erhöhung der Stickstoffeffizienz werden produktbezogene N-Überschüsse gesenkt.

In Niedersachsen (wie in ganz Deutschland) müssen die N-Überschüsse, basierend auf der DüV, auf 60 kg N/ha/Jahr im Dreijahresmittel begrenzt werden. Der Stand der Einhaltung dieser Vorgabe ist nicht genau bekannt. Eine Studie von OSTERBURG (2007) weist aber darauf hin, dass diese Anforderung an den N-Bilanzüberschuss von vielen landwirtschaftlichen Betrieben, insbesondere solchen mit intensiver Tierhaltung, noch nicht erreicht wird. Betriebe mit optimiertem Düngemanagement können den maximalen N-Bilanzüberschuss von 60 kg/ha unterschreiten. Demnach bestehen noch Anpassungsspielräume, den N-Bilanzüberschuss im Rahmen freiwilliger Maßnahmen weiter zu senken.

Beschreibung: Die Maßnahme basiert auf der praxisnahen Entwicklung und Anwendung einer ergebnisorientierten Honorierung der Reduktion von N-Überschüssen, die sich in der Hoftorbilanz oder einer inhaltlich überprüften Flächenbilanz zeigen. Die Maßnahmenerprobung sollte in viehhaltenden Betrieben innerhalb von Zielkulissen der Wasserrahmenrichtlinie beginnen, in denen N-Überschüsse reduziert werden müssen. Zunächst sollte eine Unterschreitung der Zielwerte der DüV (z. B. statt max. 60 nur 40 kg N-Überschuss/ha) mit einem pauschalen Betrag honoriert werden. Die Bilanzen sollten in anonymisierter Form für Beratung und wissenschaftliche Auswertungen zugänglich sein. Die Maßnahme sollte zu einer stärkeren Effizienzbetrachtung hin weiterentwickelt werden und auch Anreize zur Verminderung anrechenbarer Verluste im Wirtschaftsdüngermanagement schaffen. Begleitet werden sollte die Honorierungsmaßnahme durch Beratung und/oder Bildungsmaßnahmen, mittels derer Schwachstellen und Potenziale der Betriebe identifiziert werden, und über die neue Erkenntnisse vermittelt werden können (z. B. Düngeplanung, Optimierung des Wirtschaftsdüngereinsatzes). Darüber hinaus sind Anforderungen an das Betriebsmanagement zu stellen, die z. T. bereits Bestandteil der guten fachlichen Praxis sind (Dokumentation zu Schlag- und Betriebsbilanzen, betriebliche Daten über Zu- und Verkäufe, weitere Indikatoren, z. B. schlagbezogene Bodenproben, Wirtschaftsdünger- und Futterproben sowie Proben des Harnstoffgehalts der Milch). Im Vergleich zu einzelnen, handlungsorientierten Agrarumweltmaßnahmen, die zur Senkung von N-Überschüssen beitragen sollen, besteht bei dieser Maßnahme durch das Monitoring der Bilanzen eine Gewähr für die Zielerreichung. Landwirte können die für ihren Betrieb effizientesten technischen Maßnahmen auswählen, und es wird ein Lernprozess ermöglicht, wie die N-Effizienz verbessert werden kann. Die Maßnahme sollte nicht mit anderen Förderungen zur Senkung der N-Überschüsse kumulierbar sein.

Zielgruppe: Interessierte Landwirte

Akteure: Niedersächsisches Landwirtschaftsministerium, Landwirte, Beratungsträger (wie die Landwirtschaftskammer und Ingenieurbüros)

Finanzieller Aufwand: Bei einer Honorierung von 2 €/kg reduziertem N und einer Reduzierung des Mineraldünger-N um ca. 10.000 t würden Fördermittel in Höhe von 20 Mio. €/Jahr benötigt. Der zusätzliche Kontrollaufwand betrüge bei einer Kontrolldichte von 10 % der Betriebe etwa 200.000 €/Jahr. Damit ergeben sich öffentliche Ausgaben von

ca. 115 € pro eingesparte Tonne $CO_{2\text{-Äq.}}$, ohne Berücksichtigung der Zielbeiträge zum Wasserschutz und anderer positiver Effekte.

THG-Einsparung: Bei einer Reduzierung von zunächst ca. 10 000 t Mineraldünger-N innerhalb der prioritären Gebiete für den Grundwasserschutz gemäß Wasserrahmenrichtlinie werden 175 kt $CO_{2\text{-Äq.}}$ eingespart.

Maßnahmentyp: Entwicklung und Anwendung einer freiwilligen, ergebnisorientierten Maßnahme mit Beratungselementen; Forschung

6.3 Pilotprojekt zur Bestimmung der Backweizenqualität und Optimierung der Qualitätsdüngung

Ziel: Ziel dieser Maßnahme ist die Erforschung und Entwicklung von Rahmenbedingungen in der Backweizenwertschöpfungskette, welche es ermöglichen, die technischen Möglichkeiten zu einer reduzierten Qualitätsdüngung zu nutzen. Durch die reduzierte Stickstoffqualitätsdüngung werden direkte und indirekte Lachgasemissionen aus dem Weizenanbau sowie Treibhausgasemissionen, die bei der Produktion des nicht nachgefragten Stickstoffmineraldüngers entstehen würden, reduziert.

Sachstand: Die preisliche Bewertung von Backweizen ist derzeit an den Rohproteingehalt (RP-Gehalt) des Weizens gebunden. Ein hoher RP-Gehalt wird durch eine erhöhte N-Zufuhr in der späten Gabe, der sogenannten Qualitätsdüngung, ermöglicht. Die benötigte Backqualität einiger moderner Sorten kann auch bei niedrigeren RP-Gehalten erreicht werden, weshalb die gedüngte N-Menge reduziert werden könnte. Dies findet im Getreidehandel noch keine Beachtung. Technische Methoden für die Schnellerfassung der Backqualität, unabhängig von RP-Gehalt, existieren nicht. Jedoch kann eine Sortenprüfung ersatzweise zur Bewertung herangezogen werden. Das Max Rubner-Institut führt gemeinsam mit anderen Instituten Forschungsarbeiten zur Weiterentwicklung technischer Aspekte (Sortenschnelltestverfahren, Düngungsoptimierung) in diesem Kontext durch, nicht aber zu den Fragen der institutionellen Umsetzung.

Beschreibung: Im Pilotprojekt sollen Regeln entwickelt werden, die eine veränderte Wertermittlung von Backweizen und eine Überprüfung der Wirksamkeit in Hinsicht auf die Stickstoffdüngung und Backqualität ermöglichen. Zu diesem Zweck sollte zunächst eine wissenschaftliche Vorstudie mit Analysen der organisatorischen Aspekte, der Akteure mit ihren Interessen und der bestehenden formellen und informellen Regeln durchgeführt werden. Die Erkenntnisse daraus sollten in die Konzeption des Pilotprojekts einfließen, an der alle betroffenen Akteure beteiligt sind. Damit soll ein tragfähiges Gerüst für den Anbau, den Handel und die Verarbeitung geschaffen werden. Durch Begleitforschung und runde Tische mit allen Akteuren können die Regeln und die Logistik während der Projektlaufzeit verfeinert und verbessert werden. Parallel sollte von Anfang an eine

Überwachung der Sortenangaben, der Düngung und der Backqualität stattfinden, sodass geklärt werden kann, ob die gewählten Strategien erfolgreich sind. Auch Bemühungen in der Sortenforschung sind nötig, die jedoch nicht in diesem Projekt gefördert werden müssen.

Schließlich soll die Grundlage für eine Weiterführung der Praktiken in der Projektregion und die Einführung in anderen Regionen vorbereitet werden, um das Potenzial der Umstellung zur Reduzierung von Treibhausgasemissionen und anderen Umweltbelastungen zu nutzen. Hier kann Niedersachsen als eines der führenden Bundesländer in der Weizenproduktion und mit günstigen Voraussetzungen (Verbreitung der Sortennachweiskarte) eine Vorreiterrolle übernehmen.

Zielgruppe: Landwirte, Handel, Mühlen, Bäcker

Akteure: Landwirte, Akteure aus Handel, Mühlen, Bäckereien, Wissenschaft, Landesregierung, Niedersächsisches Landwirtschaftsministerium

Finanzieller Aufwand: Die Kosten des Pilotprojekts können an dieser Stelle nicht genau geschätzt werden. Generell bedarf es in der Umstellungsphase der Backweizenbeurteilung Investitionen in den Wissenstransfer, die Logistik und die Entwicklung von Regeln. Zu beachten ist, dass die Maßnahme das Potenzial hat, dauerhaft die Kosten der Weizenproduktion zu senken. Bei einem Preisniveau von 2008/2009 können Düngerkosten in Höhe von 21 bis 42 €/ha eingespart werden, das sind ca. 6 bis 11 Mio. € in ganz Niedersachsen.

THG-Einsparung: Die Maßnahme hat das Potenzial, die N-Düngung von Backweizen dauerhaft zu verringern. Die potenzielle N-Einsparung liegt in der Größenordnung von 20 bis 40 kg /ha und Jahr auf der Backweizenfläche, das sind ca. 5 bis 11 kt N in Niedersachsen pro Jahr aus Mineraldünger (3 bis 6 % des N-Mineraldüngerabsatzes). Dies entspricht 95 bis 188 kt $CO_{2\text{-Äq.}}$. Bei Ausweitung auf ganz Deutschland ergibt sich ein Einsparungspotenzial von 816 bis 1.632 kt $CO_{2\text{-Äq.}}$.

Maßnahmentyp: Freiwillige Maßnahme: partizipativer Lern- und Umsetzungsprozess; Forschung

6.4 Ordnungsrecht zur sofortigen Einarbeitung von entsprechenden Wirtschaftsdüngern und Ergänzung durch Informationskampagne

Ziel: Ziel der Maßnahme ist die Reduktion der Ammoniakemissionen bei Ausbringung von Wirtschaftsdüngern mit wesentlichen Gehalten an verfügbarem Stickstoff durch sofortige Einarbeitung (innerhalb von einer Stunde) auf unbewachsenen Ackerflächen. Die Vermeidung von NH_3-Emissionen verringert indirekte N_2O-Emissionen. Reduzierte NH_3-

Verluste führen zur Verbesserung der N-Effizienz und tragen damit zur Einsparung des Einsatzes von synthetisch-mineralischen Stickstoffdüngern bei.

Sachstand: Nach Düngeverordnung müssen „Gülle, Jauche, sonstige flüssige organische oder organisch-mineralische Düngemittel mit wesentlichen Gehalten an verfügbarem Stickstoff oder Geflügelkot“ auf unbestelltem Ackerland unverzüglich eingearbeitet werden. Der Begriff der „Unverzüglichkeit“ wurde bisher sehr weit ausgelegt. Auf Grundlage der Beschlüsse der Agrarministerkonferenz am 01.04.2011 in Jena sind die Anforderungen an die Einarbeitungszeit im Vollzug in Niedersachsen auf Grundlage einer bundesweiten Abstimmung neu definiert worden. Seit August 2011 muss die Einarbeitung innerhalb von spätestens vier Stunden erfolgen, auch bei Ausbringung am Abend. Innerhalb der ersten vier Stunden nach der breitflächigen Ausbringung von Rinder- und Schweinegülle auf unbewachsenen Flächen können 26 bzw. 9 % des ammoniakalischen Stickstoffs in Form von NH_3-N Emissionen verloren gehen (DÄMMGEN et al., 2010a und 2010b; DÖHLER et al., 2002). Die Einarbeitung von Rinder- und Schweinegülle innerhalb einer Stunde reduziert die Verluste auf 10 bzw. 4 %.

Beschreibung: Im Bereich des Fachrechts kann die Landesregierung sich zum einen auf Bundesebene für eine Änderung der Düngeverordnung einsetzen. Zum anderen kann sie die Auslegung des Bundesrechts auf Landesebene derart gestalten, dass eine Einarbeitung innerhalb einer Stunde vorgeschrieben ist. Zudem ist ein konsequenter Vollzug nötig, bei dem in den am stärksten betroffenen Zeiträumen Feldbeobachtungen zur Kontrolle gemacht werden.

Ergänzend können Informationskampagnen sinnvoll sein, die Landwirten vermitteln, dass ein wirtschaftlicher Anreiz bestehen kann, Stickstoff aus diesen Wirtschaftsdüngern für die Pflanzenernährung zu erhalten und so Mineraldünger einzusparen. Unter Berücksichtigung der N-Düngereinsparungspotenziale treten dauerhaft allenfalls geringe Mehrkosten je Hektar durch die umgehende Einarbeitung auf. Während der Einführungsphase kann der Aufwand dadurch erhöht sein, dass Arbeitsprozesse und Kooperationen (um)organisiert werden müssen. Dieser Prozess kann ebenfalls mittels einer Informationskampagne unterstützt werden. Es ist auch ergänzend zum Ordnungsrecht wichtig, ein Bewusstsein für die hohen N-Verluste bei stark verzögerter und nicht sofortiger Einarbeitung der Wirtschaftsdünger nach der Ausbringung zu schaffen und damit eine höhere Akzeptanz und Einhaltung des Ordnungsrechts zu erlangen. Parallel sollte die Förderung einer emissionsarmen Ausbringtechnik für wachsende Bestände fortgesetzt werden. Die bestehende Förderung sollte auf ihre Effektivität und Flächenwirksamkeit überprüft werden.

Zudem sollte sich Niedersachsen dafür einsetzen, dass die anrechenbaren unvermeidlichen N-Verluste gemäß DüV an die Vorgaben zur kürzeren Einarbeitungszeit (innerhalb von vier Stunden) angepasst werden.

Zielgruppe: Landwirte

Akteure: Landwirte, Beratungsträger, Verwaltung, Niedersächsisches Landwirtschaftsministerium, Landesregierung

Finanzieller Aufwand: Einzelbetrieblich: kostenneutral bis geringe Kosten. Öffentlicher Aufwand: Kosten für die Kontrolle (Arbeitskraftstunden und Fahrtkosten): ca. 190.000 €/Jahr, Kosten für die Informationskampagne: ca. 20.000 €/Jahr (LWK NI, 2011). Je eingesparter Tonne $CO_{2\text{-Äq.}}$ sind das 2,6 €/t $CO_{2\text{Äq.}}$.

THG-Einsparung:

Tabelle 6.1: Mögliche Minderung der NH_3-Emissionen und daraus resultierende Minderung der Treibhausgasemissionen (THG-Emissionen) in Niedersachsen (infolge Verringerung indirekter N_2O-Emissionen und durch Einsparung von Mineraldünger) durch die sofortige Einarbeitung von Wirtschaftsdüngern auf unbewachsenen Flächen

	Emissionsminderung für Gesamtniedersachsen	
	Minderung der Ammoniakemissionen durch Einarbeitung des Wirtschaftsdüngers innerhalb 1 h versus 4 h[1)]	**Minderung von indirekten N_2O-Emissionen und THG-Emissionen durch Einsparung von mineralischem N-Dünger**
Wirtschaftsdüngerart	kt NH_3-N	kt $CO_{2\text{-Äq.}}$
Wirtschaftsdünger Rinder	5,2	65
Wirtschaftsdünger Schweine	1,2	15

1) Seit August 2011 muss auf Grundlage einer bundesweiten Abstimmung der Agrarministerkonferenz die Einarbeitung innerhalb von spätestens vier Stunden erfolgen.

Quelle: Eigene Berechnungen nach Haenel et al (2010).

Maßnahmentyp: Ordnungsrecht, ergänzende Informationsmaßnahme

6.5 Verpflichtung zur Abdeckung von Anlagen zur Lagerung von Schweine- und Rindergülle

Ziel: Ziel der Maßnahme ist die Reduktion der Ammoniakemissionen durch Abdeckung von Schweine- und Rindergülleaußenlagern. Die Vermeidung von NH_3-Emissionen verringert indirekte N_2O-Emissionen. Reduzierte NH_3-Verluste führen zur Verbesserung der N-Effizienz und tragen damit zur Einsparung des Einsatzes von synthetisch-mineralischen Stickstoffdüngern bei.

Sachstand: Durch die Lagerung von Rinder- bzw. Schweinegülle in offenen Außenlagern werden jährlich rund 15 % des ammoniakalischen Stickstoffs (NH_4-N + NH_3-N) als NH_3-Emission frei. Eine Abdeckung mit Folie oder Granulat reduziert die NH_3-Emissionen um 85 % (DÄMMGEN et al., 2010a und 2010b; DÖHLER et al., 2002).

Nach BImSchV[5] sind Neuanlagen von Güllebehältern mit einem Fassungsvermögen von 6.500 m^3 oder mehr genehmigungsbedürftig und müssen nach TA-Luft[6] eine Abdeckung aufweisen, die eine Reduzierung der Ammoniakemissionen und der Emissionen geruchsintensiver Stoffe um 80 % ermöglicht. An kleinere und bestehende Anlagen werden noch keine Anforderungen zur Abdeckung gestellt.

Beschreibung: Eine Abdeckung der Güllelager mit einer Schwimmfolie, Leichtschüttungen oder einer anderen Abdeckung mit vergleichbarem Einsparungspotenzial kann über Ordnungsrecht verpflichtend gemacht werden.

Zielgruppe: In erster Linie landwirtschaftliche Betriebe mit Lagerung von Schweinegülle. Bei Rindergülle ist das Potenzial zur Emissionsminderung aufgrund der natürlichen Schwimmdeckenbildung geringer (vgl. Tabelle 6.2).

Akteure: Landesregierung, Niedersächsisches Landwirtschaftsministerium, Landwirte

Finanzieller Aufwand: Die geringsten zusätzlichen Lagerkosten, die den Landwirten im Vergleich zur Lagerung ohne Abdeckung entstehen würden, reichen in Abhängigkeit der Art und Größe des Lagers sowie der Beschaffenheit der Gülle von 0,13 €/m^3/Jahr (Leichtschüttungen) bis 0,84 €/$m^{3/}$Jahr (Betondecke) und von 0,06 bis 0,39 € entsprechend je eingespartem kg NH_3-N bei Schweinegülle bzw. 2,24 und 3,68 €/kg NH_3-N bei Rindergülle (DÖHLER et al., 2011). Dies entspricht für Schweinegülle rund 5 bis 31 €/t $CO_{2\text{-Äq.}}$ und für Rindergülle rund 179 bis 294 €/t $CO_{2\text{-Äq.}}$. Der öffentliche finanzielle Aufwand ist gering, da das Vorhandensein von Abdeckungen leicht zu prüfen ist und die Prüfung im Zusammenhang mit bestehenden Kontrollen durchgeführt werden kann.

---

[5] Vierte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Art. 1 d. V zur Neufassung und Änderung von Verordnungen zur Durchführung des Bundes-Immissions-schutzgesetzes) (Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen A31 – 4. BImSchV).

[6] Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 24. Juli 2002.

THG-Einsparung:

Tabelle 6.2: Mögliche Minderung der NH_3-Emissionen und daraus resultierende Minderung der Treibhausgasemissionen (THG-Emissionen) in Niedersachsen (infolge Verringerung indirekter N_2O-Emissionen und durch Einsparung von Mineraldünger) durch die Abdeckung von Gülle in Außenlagern mit Folie

	Emissionsminderung für Gesamtniedersachsen	
	Minderung der Ammoniakemissionen durch Folienabdeckung versus Status quo der Güllelagerung	**Minderung von indirekten N_2O-Emissionen und THG-Emission durch Einsparung von mineralischem N-Dünger**
Gülleart	kt NH_3-N	kt $CO_{2\text{-Äq.}}$ [1)]
Rindergülle	1	5
Schweinegülle	2	21

1) Durch unterschiedliche NH_3-Emissionen bei der Ausbringung von Schweine- und Rindergülle ist der THG-Minderungseffekt pro t eingesparter NH_3-Emission bei der Lagerung von Schweine- und Rindergülle unterschiedlich.

Quelle: Eigene Berechnungen nach Haenel et al. (2010), auf der Grundlage des Status quo der Gülleabdeckung und -ausbringung in Niedersachsen.

Maßnahmentyp: Ordnungsrecht, ggf. Investitionsförderung

6.6 Schutz von Dauergrünland gegen Umbruch zu Ackerland

Ziel: Ziel der Maßnahme ist der Schutz von Dauergrünland gegen Umbruch zu Ackerland auf Standorten mit hohen Gehalten an organischem Bodenkohlenstoff (organische Böden, Flächen mit hohem Grundwasserstand). Hierdurch werden CO_2- und N_2O-Emissionen vermieden. Darüber hinaus bestehen positive Wirkungen auf die Bereiche Grundwasserschutz und Biodiversität.

Sachstand: Das Bundesnaturschutzgesetz schreibt im Rahmen der guten fachlichen Praxis (GfP) vor[7], dass auf erosionsgefährdeten Hängen, in Überschwemmungsgebieten, auf Standorten mit hohem Grundwasserstand sowie auf Moorstandorten ein Grünlandumbruch zu unterlassen ist. Die Ausgestaltung des Niedersächsischen Naturschutzrechts ist jedoch nicht ausreichend, um den Schutz von Dauergrünland auf Böden mit hohen Vorräten an organischer Substanz sicherzustellen, da an keiner Stelle die Verletzung des pauschalen Umbruchverbots im Rahmen der GfP für Dauergrünland auf Standorten mit hohem Grundwasserstand sowie auf Moorstandorten als ein möglicher Eingriff konkretisiert und

[7] BNatSchG vom 29. Juli 2009 § 5 (2).

damit vollzugsfähig wird. Zudem sind keine Kulissen festgelegt, innerhalb derer die GfP-Anforderungen gelten.

Unter Cross Compliance[8] gelten außerdem folgende Regelungen für Landwirte, die Direktzahlungen erhalten: Laut dem deutschen Direktzahlungen-Verpflichtungsgesetz haben die Bundesländer dafür Sorge zu tragen, dass auf dem Gebiet der jeweiligen Region der Anteil des Dauergrünlandes an der gesamten landwirtschaftlichen Fläche nicht erheblich abnimmt. Aufgrund der Abnahme des Dauergrünlandanteils um landesweit mehr als 5 % wurde in Niedersachsen eine Dauergrünlanderhaltungsverordnung[9] erlassen. Damit besteht seit dem 22.10.2009 eine generelle Genehmigungspflicht für die Umwandlung von Dauergrünland in Ackerland. Voraussetzung für eine Genehmigung ist i. d. R. die Neuanlage einer Dauergrünlandfläche als Ersatz innerhalb von Niedersachsen oder Bremen. Mit dieser Regelung wurde der Grünlandverlust in Niedersachsen seitdem deutlich verringert. Eine Verlagerung von Grünland ist jedoch weiterhin möglich. Seit dem 01.01.2011 bestehen deutschlandweit zudem standortgebundene Standards zum Erhalt von wertvollem Dauergrünland unter Cross Compliance, die jedoch Standorte mit hohen Gehalten an organischem Bodenkohlenstoff nicht mit einschließen.

Grünlandstandorte mit hohen Gehalten an organischem Bodenkohlenstoff sind in Niedersachsen also bisher nicht verlässlich geschützt. Allein im Zeitraum 2005 bis 2007 wurden in Niedersachsen über 4.500 ha Dauergrünland auf organischen Böden zu Ackerland umgebrochen.[10]

Beschreibung: Die Maßnahme basiert auf mehreren Ansatzpunkten:

– Die Einbindung eines Umbruchverbots von Dauergrünland in sensible Kulissen (in diesem Fall organische Böden, Flächen mit hohem Grundwasserstand) in die Niedersächsische Verordnung zur Erhaltung von Dauergrünland.[11]

---

[8] Cross Compliance stellt die Verknüpfung von Direktzahlungen an Landwirte mit der Einhaltung definierter z. B. umweltrelevanter Standards dar, bei deren Nichteinhaltung diese Zahlungen gekürzt werden.

[9] Verordnung zur Erhaltung von Dauergrünland vom 6. Oktober 2009 (Nds.GVBl. Nr.21/2009, S.362).

[10] Ab dem Jahr 2014 sind im Zuge der Neugestaltung der europäischen Agrarpolitik neue Regelungen bezüglich der Direktzahlungen zu erwarten. Aktuelle Vorschläge für eine neue Direktzahlungsverordnung (Stand: 08.09.2011) sehen neben einer Basisprämie Zahlungen für klima- und umweltfreundliche Praktiken vor. Grundlage für die Gewährung beider Zahlungen ist unter anderem der Erhalt der Grünlandfläche auf Betriebsebene, die um höchstens 5 % abnehmen darf. Sollte diese Regelung verpflichtend für alle Landwirte werden, hängt ihre Wirkung für den Klimaschutz entscheidend davon ab, inwieweit umgebrochenes Grünland durch neu geschaffene Grünlandflächen ersetzt werden kann und inwieweit Ankündigungseffekte wirksam werden.

[11] Zum Beispiel analog Grünlanderlass in Schleswig-Holstein, der im Sinne des Naturschutzgesetzes eine Kulisse ausweist, auf der Grünlandumbruch aufgrund des Schutzes von Wiesenvögeln untersagt ist.

- Initiative von Niedersachsen bezüglich einer deutschlandweiten Anpassung der Cross Compliance-Auflagen: standortgenaues Umbruchverbot von Grünland auf Standorten mit hohen Gehalten an organischem Bodenkohlenstoff. Zur langfristigen Sicherung dieser Standorte, auch unabhängig von der Gewährung von Direktzahlungen.
- Konkretisierung der guten fachlichen Praxis nach Bundesnaturschutzgesetz im Niedersächsischen Naturschutzrecht: Definition von Grünlandumbruch auf allen Moorstandorten und auf Flächen mit hohem Grundwasserstand als Eingriff.

Alle Ansatzpunkte setzen eine Ausweisung eindeutiger Kulissen voraus. Cross Compliance-Anforderungen sollten genutzt werden, da diese unmittelbar wirksam werden und helfen können Ankündigungseffekte zu vermeiden. Der gemeinsam von LBEG/LWK entwickelte Kriterienkatalog „Nutzungsänderungen von Grünlandstandorten in Niedersachsen“ sollte für die Festlegung von Kulissen als Definitionsgrundlage herangezogen werden.

Zielgruppe: Fachrecht: Landwirte, die Dauergrünland in den genannten Kulissen bewirtschaften. Cross Compliance: Landwirte, die Cross Compliance-relevante Zahlungen erhalten und Dauergrünland in den genannten Kulissen bewirtschaften

Akteure: Landesregierung, Niedersächsisches Landwirtschaftsministerium

Finanzieller Aufwand: Abstimmungs- und Verwaltungsaufwand für Anpassung des Fachrechts; Aufwand für Ausweisung von Kulissen; Umbruchverbot, selbst einfach zu überprüfen anhand von InVeKoS-Daten. Bei ordnungsrechtlicher Einschränkung des Umbruchs entstehen den Flächeneigentümern und Bewirtschaftern Opportunitätskosten, die sich in der Differenz zwischen den Pachtentgelten für Acker- und Grünland widerspiegeln. Diese Differenz lag im Jahr 2010 bei durchschnittlich 162 €/ha, bei Neupachten bei 225 €/ha, mit steigender Tendenz. Die CO_2-Vermeidungskosten sinken mit steigendem Vorrat an organischer Bodensubstanz der Grünlandstandorte. Bei einer Betrachtung über 20 Jahre liegen die Vermeidungskosten im Bereich von 20 bis 80 €/t $CO_{2\text{-Äq.}}$.

THG-Einsparung: Der Umbruch von Grünland zu Ackerland hat in Niedersachsen in den Jahren 2005 bis 2009 nach den Zahlen der nationalen Emissionsberichterstattung zu einer durchschnittlichen THG-Emission von 572 kt $CO_{2\text{-Äq.}}$/Jahr geführt.

Maßnahmentyp: Fachrecht, Cross Compliance

6.7 Moorschutzkonzept

Ziel: Ziel der Maßnahme ist die Ausrichtung des Moorschutzes auch auf Klimaschutz; verstärkte Wiedervernässung landwirtschaftlich genutzter Moorflächen und Wiederherstellung naturnaher Wasserstände in degradierten Mooren unter Wald und Heide. Hier-

durch werden CO_2- und N_2O-Emissionen vermieden. Darüber hinaus bestehen positive Wirkungen auf die Bereiche Grundwasserschutz und Biodiversität.

Sachstand: Das Niedersächsische Moorschutzprogramm 1981 und 1986 widmet sich sehr stark der Renaturierung bereits abgetorfter Hochmoorflächen sowie der Sicherung naturnaher Hochmoore als Naturschutzgebiete und beschränkte sich bisher auf naturschutzfachliche Fragestellungen. Klimaschutzaspekte werden in der jetzigen Fassung nicht berücksichtigt. Projekte zur Wiedervernässung von Mooren können in Niedersachsen als Maßnahme der ländlichen Entwicklung im Rahmen von Entwicklungsmaßnahmen für Natur und Landschaft gefördert werden. Es gibt kein Programm zur Wiedervernässung landwirtschaftlich genutzter Niedermoorflächen.

Beschreibung: Die Maßnahme basiert auf der Weiterentwicklung des Niedersächsischen Moorschutzprogramms und relevanter Förderinstrumente unter Berücksichtigung des Klimaschutzes (vgl. positives Beispiel: Mecklenburg-Vorpommern), einschließlich der Optimierung von Wiedervernässung abgetorfter Flächen und naturschutzfachlich geschützter Flächen im Hinblick auf den Klimaschutz. Wichtige neue Bestandteile sind die Einbeziehung von Niedermoorflächen sowie die Förderung von Extensivierung und Renaturierung landwirtschaftlich genutzter Moorflächen unter Klimaschutzaspekten, einschließlich Pilotprojekte zur Wiedervernässung, die „Paludikulturen“ (Anbau nachwachsender Rohstoffe auf Schilf-, Torfmoos- oder Holzbasis) berücksichtigen.

Eine klimafreundliche Nutzung von Mooren kann nur auf Ebene ganzer Moorkörper oder mindestens hydrologisch abgrenzbarer Teile von Mooren etabliert werden. Aus der Topographie und Vornutzung der Gebiete ergeben sich Zonen, die vollständig renaturierbar sind und solche, die eine land- und forstwirtschaftliche Nutzung mit verschiedenen Wasserständen als Ziel haben können. Daher muss jedes Projekt ein Bündel verschiedener Maßnahmen haben, die an die standörtlichen Bedingungen, Machbarkeit einer Vernässung und an das Einverständnis der vielen lokalen Akteure angepasst werden.

Zielgruppe: Nutzer von Moorflächen (Landwirtschaft, Naturschutz, Torfabbau)

Akteure: Landesregierung, Niedersächsisches Landwirtschaftsministerium, Nutzer von Moorflächen

Finanzieller Aufwand: Für die Wiedervernässung von extensiven, kaum oder nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen, die bereits Eigentum der öffentlichen Hand und bereits naturschutzfachlich geschützt sind, entstehen kaum Kosten. Aus volkswirtschaftlicher Sicht können diese sogar negativ sein. Bei einer Nutzungsaufgabe und Umwandlung von extensiv bis intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen hin zu vollständig vernässten, naturnahen Flächen liegen die Treibhausgasminderungskosten zwischen 15 und 135 €/t $CO_{2\text{-Äq.}}$ (DRÖSLER et al., 2011). Die Kalkulation der Kosten beinhaltet eine Maßnahmendauer der Wiedervernässung von 20 Jahren und durchschnittlich regionale Flächenwerte

der Treibhausgasbilanz, die in einem deutschlandweiten Moorflächen-Testgebietsnetz ermittelt wurden. Zusätzlich sind, soweit möglich, Kosten und Nutzen aus einem geänderten Wassermanagement eingeflossen. Der obere Bereich der Kosten bezieht sich überwiegend auf Flächen mit hohem Veredelungswert und hohen Opportunitätskosten für die Landwirtschaft, wenn auf den Flächen Futter für Hochleistungsrinder erzeugt wird und die betriebliche Abhängigkeit von der Moorfläche hoch ist. Geringe Treibhausgasminderungskosten entstehen dort, wo die Nutzung bereits extensiv ist, aber die Wasserstände aus Klimaschutzsicht zu niedrig sind.

THG-Einsparung: Wie hoch die Einsparung von Treibhausgasemissionen durch die Wiedervernässung von Hochmoor- bzw. Niedermoorflächen sein kann, zeigen beispielhaft für Niedersachsen Modellstudien für das „Ahlenmoor“ und das Moorgebiet in der „Dümmer“-Region, die auf den Treibhausgasbilanzen basieren, die in Tabelle 4.3 (s. o.) gelistet sind.

Die Hochmoorflächen des Ahlenmoors sind durch die Dominanz von Intensivgrünlandflächen geprägt. Etwa 32 % der Gesamtfläche von etwa 3.849 ha sind bereits im Besitz der öffentlichen Hand und könnten ohne starke Eingriffe in die Landnutzung wieder vernässt werden. Bei Renaturierung von überstauten Flächen, sehr trockenem Extensivgrünland oder kaum noch genutzten Hochmoorstandorten ist eine Minderung der Treibhausgasemission von etwa 20 % im Vergleich zur derzeitigen Emission des Moorgebietes möglich. Die Wiedervernässung des Intensivgrünlandes mit einem Flächenanteil von knapp 50 % hätte eine zusätzliche Einsparung von 78 % der derzeitigen Emissionen zur Folge.

Das überwiegend durch Niedermoor geprägte „Dümmer“-Gebiet ist gekennzeichnet durch Grünlandgebiete, die mit mittlerer Intensität bewirtschaftet werden, gefolgt von einem relativ hohen Anteil an Ackerland. Etwa 14 % der Gesamtfläche ließen sich auch hier ohne starke Eingriffe in die Landnutzung unter Berücksichtigung von naturschutzfachlichen Gesichtspunkten, speziell des Vogelschutzes, wieder vernässen und damit 6 % der derzeitigen Emissionen einsparen. Die Renaturierung von intensiv genutzten Grünland- und Ackerflächen hätte eine deutlich höhere Einsparung von 74 % der Treibhausgasemissionen zur Folge. Die Umwandlung der Nutzung würde allerdings 74 % der Gesamtfläche betreffen, was wiederum mit deutlichen agrarstrukturellen Veränderungen verbunden wäre, die derzeit noch nicht abschätzbar sind (eigene Berechnungen nach HÖPER, unveröffentlicht).

Wird angenommen, dass 5 bis 20 % der derzeit als Grünland (extensive Nutzung, trockene Standorte) genutzten Moorfläche in Niedersachsen wieder vernässt wird, können 282 kt bzw. 1.129 kt $CO_{2\text{-Äq.}}$ eingespart werden.

Maßnahmentyp: Umsetzung des Moorschutzkonzeptes mithilfe unterschiedlicher Maßnahmen, z. B. Maßnahmen der ländlichen Entwicklung (nichtproduktive Investitionen zur

Wiedervernässung; Agrarinvestitionsförderung für Paludikulturen), Stiftungen, Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen, weitere Projektförderung (Bundesmittel, EU-Mittel LIFE+), die Umsetzung sollte im Rahmen von Pilotprojekten vorangetrieben werden.

6.8 Strategie zur Reduzierung der Torfverwendung im Gartenbau

Ziel: Ziel der Maßnahme ist die Reduzierung des Torfverbrauchs im Gartenbau durch verstärkten Einsatz von Ersatzsubstraten.

Sachstand: In Deutschland wurden auf ca. 26.900 ha, d. h. 8,4 % der Hochmoore Torf gewonnen (HÖPER, 2007). Laut Landes-Raumordnungsprogramm Niedersachsen 2008 beläuft sich die Rohstoffgewinnungsfläche für Torf im Land auf 22.900 ha. Die Bundesvereinigung der Torf- und Humuswirtschaft (BTH) hält diese Flächenangaben für überhöht. Exakte Angaben zur aktuellen Abbaufläche sind jedoch bisher nicht vorhanden. Im Durchschnitt der Jahre 2002 bis 2009 betrug die Menge des gewonnenen Hochmoortorfes etwa 8,19 Mio. Kubikmeter[12], aus Niedersachsen kommen davon ca. 6,5 Mio. m³ Torf. Die Flächen werden nach dem Abbau renaturiert (INDUSTRIEVERBAND GARTEN (IVG), 2011). In Deutschland findet Torfabbau heute nur noch auf landwirtschaftlich vorgenutzten, d. h. langjährig entwässerten Flächen, statt. Die Einfuhren insbesondere aus den Baltischen Staaten, Skandinavien und Kanada belaufen sich auf 2 bis 3 Mio. m^3/Jahr (FALKENBERG, 2008). Nach aktuellen Schätzungen des INDUSTRIEVERBANDES GARTEN (IVG, 2011) werden in Deutschland zur Herstellung von Blumenerden und Kultursubstraten etwa 8,5 Mio. m^3 Torf verwendet. Etwa 1 Mio. m^3 weitere Zuschlagstoffe werden mit verarbeitet. Dazu gehören u. a. Rindenhumus, Holz- und Kokosfasern sowie Komposte. 55 % der Erden und Substrate werden im Erwerbsgartenbau, 35 % im Hobbygartenbau und 10 % im Garten- und Landschaftsbau u. a. verwendet. Im Hobbygartenbau beträgt der Torfanteil 77 %, in Substraten für den Erwerbsgartenbau 93 %.

Begrenzend für einen verstärkten Einsatz alternativer Stoffe sind häufig die damit verbundenen Kosten und die ungenügende Erfassung sowie Qualität - insbesondere im Erwerbsgartenbau. Zudem steht die Förderung der energetischen Biomassenutzung in Konkurrenz zur stofflichen Verwertung möglicher Torfersatzsubstrate. Es bestehen Pilotprojekte zur Erforschung weiterer Ersatzstoffe (z. B. Kultivierung von Torfmoosen). Die deutsche Bundesregierung hat sich das Ziel gesetzt, den Torfabbau in Deutschland ab 2015 signifikant zu reduzieren, und möchte die Entwicklung weiter beobachten.[13] Die THG-Emissionen aus der Torfgewinnung haben einen Anteil von rund 7 % an der gesamten

---

[12] Eigene Berechnungen, basierend auf Daten DESTATIS Schriftreihe, Fachserie 4, Reihe 3.1., Jahrgang 2002 bis 2009.

[13] Siehe Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Undine Kurth (Quedlinburg), Nicole Maisch, Cornelia Behm, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN – Drucksache 17/2076 – (30.06.2010).

Emission in Deutschland durch die Moornutzung (Landwirtschaft und Abtorfung) (HÖPER, 2007). Niedersachsen hat aufgrund seiner Bedeutung beim Torfabbau eine besondere Verantwortung, zukunftsfähige Ansätze zur Verringerung des Torfverbrauchs voranzutreiben.

Beschreibung: Die Initiative zur Verringerung des Torfverbrauchs im Gartenbau basiert auf mehreren Ansatzpunkten:

- Sensibilisierung des Verbraucherverhaltens: Aufklärungskampagne zu Torfersatzstoffen im Hobbygartenbau (Einbeziehen – „Runder Tisch“ – und ggf. Selbstverpflichtung des Handels zur höheren Beimischung von Ersatzsubstraten)
- Ziel der ausschließlichen Verwendung von torffreien Produkten des Gartenlandschaftsbaus im öffentlichen Sektor (z. B. Kommunen) (Beispiel England: Zieljahr 2015)
- Forschung nach Torfersatz, insbesondere für den Erwerbsgartenbau, weiter vorantreiben
- Schaffen eines Labels für den Erwerbsgartenbau und den Handel mit Erden („torffrei erzeugt in NI“)
- Anstoßen von verpflichtenden Zielen in diesem Bereich. Dies bedeutet langfristig eine Stoffstromlenkung, die sowohl die energetische als auch die stoffliche Nutzung von Grüngut- und Landschaftspflegeabfällen sowie weiteren Holzrückständen berücksichtigt.
- Für einen Übergangszeitraum kann der Torfabbau eine Rolle im Rahmen der Nivellierung stark veränderter Hochmoorkörper spielen, um eine anschließende Wiedervernässung zu ermöglichen.
- Eine Umwandlung möglicher Torfabbauflächen in Ackerland sollte nicht die Alternative sein.

Zielgruppe: Verbraucher, Erwerbsgartenbau, Hersteller und Vertreiber von Gartenbausubstraten

Akteure: Niedersächsisches Landwirtschaftsministerium, Hersteller und Vertreiber von Gartenbausubstraten, Vertreter aus dem Erwerbsgartenbau, Hersteller von Torfersatzstoffen, Wissenschaft

Finanzieller Aufwand: Noch nicht abschätzbar

THG-Einsparung: Bei langfristiger Reduzierung der Torfverwendung im Erwerbsgartenbau sowie Garten- und Landschaftsbau um 50 % und einem kompletten Wegfall der Torfnutzung im Hobbygartenbau durch andere Substrate können deutschlandweit etwa 1.394 kt CO_2-Emissionen eingespart werden (eigene Berechnungen auf Grundlage von IPCC, 2006; DATEN DES IVG, 2011). Davon würden mindestens 213 kt CO_2 in Nieder-

sachsen eingespart werden.[14] Der Einsatz von Torfersatzsubstraten verursacht ebenfalls Emissionen, die hier nicht beziffert wurden.

Maßnahmentyp: Informationsvermittlung und Beratung, Selbstverpflichtungen, Forschungs- und Entwicklungsvorhaben

6.9 Konzept „Klimafreundliche Biogasanlage“

Ziel: Ziel dieser Maßnahme ist die Optimierung der Klimafreundlichkeit von Biogasanlagen (gasdichte Lagerung der Gärreste bis zur Ausbringung, sinnvolles Wärmekonzept, Erhöhung des in Biogasanlagen verwerteten Gülleanteils, Nährstoffkonzept).

Sachstand: Niedersachsen ist das Bundesland mit der höchsten installierten Biogasanlagenleistung und zeichnet sich durch eine im Vergleich zum Bundesdurchschnitt effizientere Biogaserzeugung aus.[15] Energiepflanzen, insbesondere Mais, stellen einen großen Teil des Substratinputs (ML, 2010c). Der Energiepflanzenanbau für Biogas steigt deutlich an und betrug im Jahr 2010 landesweit 7,3 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche (ML, 2010c). Grundsätzlich führt der Einsatz von Wirtschaftsdüngern und Reststoffen in Biogasanlagen zu wesentlich höheren THG-Einsparungen je Energieeinheit als die Vergärung von Anbaubiomasse. Die THG-Einsparungen werden negativ beeinflusst durch Grünlandumbruch zum Substratanbau, die Energiepflanzenproduktion auf Moorstandorten, durch Methanemissionen aus undichten Systemen und durch eine fehlende Wärmenutzung. Nach Betreiberumfragen des DBFZ im Jahr 2010 waren lediglich 37 % aller Biogasanlagen in Deutschland mit gasdichten Gärrestlagern ausgestattet. Bei Neuanlagen liegt dieser Anteil bei etwas mehr als der Hälfte (DBFZ, 2011). In Niedersachsen liegt er nach Angaben des ML (Höher, ML, mündliche Mitteilung) auch für die Bestandsanlagen bereits bei etwa 80 %. Die durchschnittliche KWK-bonusfähige Wärmenutzung lag in Niedersachsen bei rund 28,8 % der erzeugten überschüssigen Abwärme.[16] Dieser Anteil dürfte in den letzten Jahren weiter gestiegen sein. Das EEG setzt bisher sehr starke Anreize zum Anbau von Energiepflanzen. Bei nach dem Bundesimmissionsschutzgesetz (BImSchG) genehmigten, neuen Biogasanlagen wird seit 2009 die gasdichte Abdeckung des

---

[14] Diese Abschätzung stellt eine Aufteilung des gesamtdeutschen Potenzials dar und beruht auf den Indikatoren Bevölkerungsanzahl für den Hobbygartenbau, Betriebsanzahl für den Garten- und Landschaftsbau sowie Fläche von Baumschul-, Blumen- und Zierpflanzenbetrieben für den Erwerbsgartenbau (Datenquelle: STATISTISCHES BUNDESAMT, 2006). Besondere Unsicherheit besteht dabei bei der Zuordnung auf den Erwerbsgartenbau mittels Flächennutzung, da hier der Anteil an Containern mit Torfnutzung und Moorbeetanbau deutlich zwischen den Bundesländern variieren kann und in Niedersachsen grundsätzlich von einem höheren Anteil, z. B. aufgrund von Moorbeetanbau, und damit von einem höheren Reduktionspotenzial ausgegangen werden muss.

[15] Eigene Berechnungen nach der EEG-Jahresendabrechnung der Bundesnetzagentur 2009.

[16] Eigene Berechnungen nach der EEG-Jahresendabrechnung der Bundesnetzagentur 2009.

Gärrestlagers als Voraussetzung für den Erhalt der Einspeisevergütung gefordert.[17] In Niedersachsen gilt dies auch für die meisten Altanlagen, die unter BImSchG genehmigt wurden.

Biogasanlagen wirken als „Nährstoffdrehscheibe“. Auf Betriebsebene reduziert die Vergärung von Energiepflanzen den Export von Nährstoffen. Die richtige Wahl der Ausbringungstechnik, des Ausbring- und Einarbeitungszeitpunktes von Gärresten sind für die Düngewirkung und die Ammoniakemissionen entscheidend (DÖHLER et al., 2009). Maßgeblich sind ausreichende Kapazitäten zur Gärsubstratlagerung, um diese zum pflanzenbaulich richtigen Zeitpunkt auszubringen und damit THG-Emissionen zu vermeiden. Derzeit ist nur für tierische Gülle eine sechsmonatige Lagerkapazität rechtlich vorgeschrieben, nicht jedoch für die pflanzlichen Anteile im Gärrest (NITSCH et al., 2008). In der Genehmigungspraxis werden in Niedersachsen jedoch bereits heute mindestens sechs Monate Lagerdauer gefordert. Insbesondere bei Fruchtfolgen mit hohem Maisanteil, wie sie bei Biogasbetrieben üblich sind, reicht eine sechsmonatige Lagerdauer nicht, um bedarfsgerecht zu düngen. Zu knappe Lagerdauer und hohe Transportkosten für Gärreste können dazu führen, dass die Gärreste nicht immer optimal als Dünger eingesetzt werden. In der Düngeplanung ist die bessere N-Verfügbarkeit im Vergleich zu Wirtschaftsdüngern zu berücksichtigen. Die in der Düngeverordnung festgeschriebenen maximalen Ausbringungsmengen für organische Düngemittel berücksichtigen keine Gärreste pflanzlicher Herkunft.

Niedersachsen hat aufgrund seiner hohen Anlagenzahl eine besondere Verantwortung, die Flächeneffizienz und die Klimafreundlichkeit von Biogasanlagen weiter zu erhöhen.

Beschreibung: Der Schwerpunkt dieser Maßnahme liegt auf der Optimierung bereits bestehender Anlagen. Der weitere Ausbau NaWaRo-basierter Biogasproduktion sollte aufgrund der hohen THG-Vermeidungskosten von bisher deutlich über 100 €/t $CO_{2\text{-Äq.}}$ (AMON et al., 2010; WBA, 2011a) überdacht werden. Aus Sicht des Klimaschutzes sollten folgende Punkte umgesetzt werden: im Falle von Neuanlagen sollten Anlagen mit einem hohen Gülleeinsatz bevorzugt werden. Für alle Anlagen ist die gasdichte Abdeckung von Gärrestlagern zu realisieren (Auflage/Förderung), sinnvolle Wärmekonzepte[18] sind auszubauen. Effiziente Nährstoffkonzepte (ausreichende Lagerkapazität für Gärreste - auch in Betrieben mit überwiegendem Maisanbau, Optimierung der Düngeplanung mit Gärresten, Anrechnung auch der pflanzlichen Anteile von Gärrückständen auf die maximale Auf-

[17] Bezieht sich auf Anlagen ab 1 MW Feuerungswärmeleistung (entspricht ca. 350 kW elektrischer Leistung), Gärreststofflager ab 6.500 m³ Fassungsvermögen, Tageseinsatz an Gülle über 10 t oder Anlagen mit zugeordneten BImSchG-genehmigungspflichtigen Tierhaltungsanlagen. Hierunter fällt die große Mehrheit der Neuanlagen in Niedersachsen.

[18] Die höchste Effizienz können Biogasanlagen dann erreichen, wenn die anfallende überschüssige Wärme weitgehend direkt bei der Biogasanlage, über Nahwärmenetze oder über einen Transport des Biogases in Mikrogasnetzen, unter Klimaschutzgesichtspunkten sinnvollen Wärmenutzungspfaden, genutzt werden kann (BMU, 2008).

bringungsmenge für organischen Stickstoff, Verbesserung von Dokumentation und Nachvollziehbarkeit der Nährstoff- und Stoffströme von Biogasanlagen) müssen ein integraler Bestandteil sein. Die Biogasproduktion kann Optionen für eine Entzerrung der Verwendung von Wirtschaftsdünger bieten, wenn Hühnertrockenkot und Festmist sowie transportwürdige Anteile aus der Gülleseparierung aus Veredelungsregionen gezielt Biogasanlagen in Ackerbaugebieten zugeführt werden. Einige Maßnahmen sind auf Landesebene möglich (Beratung, Investitionsförderung, Planungs- und Genehmigungsrecht), andere erfordern eine Initiative, die von Niedersachsen vorangetrieben werden könnte (Anpassungen im EEG, Düngeverordnung).

Zielgruppe: Betreiber von Biogasanlagen

Akteure: Bundes- und Landesregierung, zuständige Bundes- und Landesministerien, Beratungsinstitutionen, Betreiber von Biogasanlagen

Finanzieller Aufwand: Es liegen keine Abschätzungen hierzu vor.

THG-Einsparung: Es besteht Unsicherheit über die derzeit in Biogasanlagen verwertete Wirtschaftsdüngermenge.[19.] Unter der Annahme, dass der Anteil von unter 10 auf 50 % der in Niedersachsen insgesamt anfallenden Gülle ausgedehnt würde (40 % Gülleanteil in Altanlagen und 95 % Gülleanteil in Neuanlagen), könnten zusätzlich ca. 1.200 kt $CO_{2\text{-Äq.}}$ eingespart werden.

Maßnahmentyp: Planungs- und Genehmigungsrecht (z. B. Vorschreiben einer gasdichten Abdeckung bei Anlagen, die durch bisherige gesetzliche Vorgaben nicht erfasst werden; ausreichende Mindestlagerkapazität für Gärreste, auch im Fall von Maisfruchtfolgen; Flächennachweise; landesweite Harmonisierung und rechtliche Absicherung[20] des Vorgehens); Förderinstrumente wie EEG oder Investitionsförderung (güllebasierte Anlagen, Wärmekonzepte, gasdichte Abdeckung, Auflagen zur Dokumentation von Nährstoffströmen); Beratung (Wärmekonzepte, Düngeplanung); Fachrecht (Anrechnung der Nährstoffe, konkrete Vorgaben zur Berücksichtigung von Gärsubstraten im Nährstoffvergleich, Ausbringungsobergrenzen und Mindestlagerkapazität für Gärreste, gasdichte Abdeckung von Gärrestlagern).

---

[19] Die Erhebung über Wirtschaftsdüngerausbringung im Kalenderjahr 2010 weist in den bereits vorliegenden, vorläufigen Ergebnissen für Deutschland sehr hohe Anteile von Rohgülle gegenüber flüssigen Gärresten aus. Der Anteil der Wirtschaftsdünger, die in Biogasanlagen fermentiert werden, kann nach diesen Zahlen nicht deutlich über 10 % liegen. Ergebnisse auf Länderebene liegen noch nicht vor.

[20] Bisher besteht keine gesetzliche Grundlage für die Mindestlagerdauer von Gärresten, wohl aber für Gülle und Jauche.

6.10 Weiterentwicklung von Optionen für den Anbau von Kurzumtriebsplantagen (KUP)

Ziel: Pilotprojekte zum KUP-Anbau als Erosionsschutzhecken und auf wieder vernässten Moorstandorten sollen dazu beitragen, weitere Potenziale für den Anbau von KUP zu eruieren, die besonders stark durch Synergien mit anderen Umweltzielen charakterisiert sind. So müssen beispielsweise in Niedersachsen auf 9 % der Ackerfläche Maßnahmen zum Schutz vor Winderosion durchgeführt werden (MU, 2011). Mithilfe eines verstärkten KUP-Anbaus sollen THG-Einsparungen im Bereich der stofflichen Verwertung und der Energieerzeugung, vor allem durch die Substitution fossiler Energieträger für die thermische Nutzung, erzielt werden.

Sachstand: Die Anbaufläche für KUP beläuft sich in Deutschland auf schätzungsweise 4.000 bis 5.000 ha (AGRA EUROPE, 2010) mit einem Anbauschwerpunkt in Brandenburg. Die mit KUP bewirtschafteten Flächen in Niedersachsen betragen im Jahr 2011 ca. 700 ha (Schätzung des 3N-Kompetenzentrums Niedersachsen). Im Jahr 2010 wurden 362 ha durch die Agrarförderung erfasst. Es gibt in Niedersachsen eine investive Förderung von KUP, die aber kaum angenommen wird (ebd.). Die weitere Verbreitung von KUP wird derzeit begrenzt durch die langfristige Flächenbindung (dies ist insbesondere bei Pachtflächen problematisch), bestehende Wissenslücken in der landwirtschaftlichen Praxis, regional fehlende Erntetechnik, regional fehlende Absatzstrukturen sowie dadurch, dass KUP in vielen Fällen (abhängig von Standort, Kostenstrukturen etc.) gegenüber einer Ackerfruchtfolge nicht rentabel ist (STROHM et al., 2012). Vergleichsweise wenig Kenntnisse gibt es zum Anbau von KUP auf Flächen, die keine oder geringe Nutzungskonkurrenz gegenüber der Nahrungsmittelproduktion aufweisen. Bei Soltau gibt es ein wissenschaftlich begleitetes Pilot- und Demonstrationsprojekt zu Kurzumtriebsplantagen, das dazu beiträgt, Erfahrung und Praxisdaten zu sammeln.

Beschreibung: Ein Pilotprojekt sollte die Praktikabilität von KUP als Erosionsschutzhecke in von Winderosion betroffenen Gebieten untersuchen. Dies umfasst technische Anforderungen, Wirtschaftlichkeitsaspekte und die Vernetzung von Akteuren (Landwirte, Landeigentümer, Brennstoffabnehmer). Dieses Projekt sollte durch die Erprobung und Entwicklung von Verfahren ergänzt werden, mittels derer auf wieder vernässten Moorstandorten KUP bzw. KUP-ähnliche Paludikulturen (z. B. Erlen, Weiden, Schilf) nutzbar gemacht werden können. Einsparungspotenziale für den flächenhaften Anbau von KUP, die in mehreren deutschen Studien genannt werden, reichen von 9,7 bis 18,2 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha[21] und von 0,247 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/kWh_{therm} (Hackschnitzelheizung) (WBA, 2007) bis 2,06 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/kWh_{el} (HKW zur kombinierten Strom- und Wärmeerzeugung) (LEIBLE et al., 2007). Das Treib-

[21] Diese Werte werden durch den Einsatz von Hackschnitzeln aus KUP für verschiedene Nutzungsformen bei mittleren Erträgen (10 t TM/ha) erreicht.

hausgasminderungspotenzial und die Treibhausgasminderungskosten dieser Maßnahmen sollten im Rahmen dieses Pilotprojektes evaluiert werden.

Zielgruppe: Landwirte, Akteure aus Wärme- und Energieversorgung sowie der stofflichen Verwertung von Agrarrohstoffen, Landeigentümer

Akteure: Niedersächsisches Landwirtschaftsministerium, Landwirte, Akteure aus Wärme- und Energieversorgung, Landeigentümer, Wissenschaftler

Finanzieller Aufwand: Durch Pilotprojekte entstehen Kosten, die eine langfristige Investition in die THG-Einsparung durch die Nutzung von KUP darstellen. Weitere Kosten müssen durch das Pilotprojekt abgeschätzt werden.
Nach Kalkulationen des Wissenschaftlichen Beirates Agrarpolitik beim BMELV (WBA 2007) können durch KUP, im Vergleich mit anderen Bioenergielinien, die höchsten THG-Reduktionen mit den geringsten THG-Minderungskosten erreicht werden. Die errechneten Werte liegen zwischen -11 €/t $CO_{2Äq.}$ und 68 €/t $CO_{2Äq.}$.

THG-Einsparung: Die Einsparpotenziale der hier vorgeschlagenen Maßnahmen müssen im Rahmen des Pilotprojektes ermittelt werden. Eine erste Abschätzung kann für den KUP-Anbau als Winderosionsschutzhecken getroffen werden. Hierzu wird ermittelt, wie hoch der Anteil der Winderosionsschutzhecken an den erosionsgefährdeten Ackerfläche der Gefährdungsklasse 5 (sehr hoch) sein müsste, um die Gefährdung auf eine Einstufung der Klasse 4 (hoch) zu reduzieren.[22] Ein weiteres Szenario betrachtet die anteilig benötigte Fläche, wenn die Erosionsgefährdung der Ackerflächen in Niedersachsen von Klasse 4 und 5 auf Klasse 3 (mittel) reduziert werden würde. Bei einem KUP-Streifen-anbau von 18.593 bzw. 58.173 ha entsprechend der Szenarien als Windschutzhecken kann durch eine Verbrennung des Energieholzes in Hackschnitzelheizungen eine THG-Vermeidung von 49 bis 154 kt $CO_{2\text{-}Äq.}$[23] erreicht werden.

Maßnahmentyp: Pilotprojekte, Forschungs- und Entwicklungsvorhaben, Demonstration und Beratung

---

[22] Die Einstufung der Ackerflächen nach den entsprechenden Gefährdungsklassen erfolgt nach LBEG (2012): http://www.lbeg.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=826&article_id=606&_psmand=4, Zugriff: 10.02.2012

[23] Die Berechnung des THG-Einsparungspotenzials durch den Streifenanbau von KUP basiert auf Werten des WBA (2007) mit 9,7 t $CO_{2\text{-}Äq.}$/ha THG-Vermeidung bei Verwertung von KUP in Hackschnitzelheizungen. Im Rahmen des Pilotprojektes ist zu berücksichtigen, dass Unterschiede bezüglich der gesamte Energie und $CO_{2Äq.}$-Bilanzierung des Verfahrens bei flächenhaftem Anbau von KUP im Vergleich zum Streifenanbau wahrscheinlich sind.

Übergreifende Maßnahmen

6.11 Klimacheck für landwirtschaftliche Betriebe

Ziel: Ziel der Maßnahme ist die Identifizierung von Schwachstellen und Potenzialen bezüglich der Ressourceneffizienz in der Produktion landwirtschaftlicher Betriebe sowie die Einleitung von Maßnahmen und dadurch Senkung der THG-Emissionen je Produkteinheit sowie Erhöhung der Ressourceneffizienz insgesamt und Reduzierung von Umweltbelastungen. Durch systematische Analysen soll ein Lernprozess ermöglicht und der Erfolg dokumentiert werden.

Sachstand: Einen umfassenden Klimacheck gibt es weder in Niedersachsen noch in den anderen Bundesländern. Der Themenbereich Klimaschutz soll allerdings ab 2012 verstärkt Teil der Betriebsberatung in Niedersachsen werden.

Beschreibung: Im Rahmen einer Betriebsberatung (Klimacheck) werden betriebliche Merkmale zur Stickstoffdüngung und Stickstoffeffizienz, zur Fütterung[24], zum Wirtschaftsdüngermanagement und zum Energieeinsatz anhand ausgewählter Kennzahlen erfasst. Durch eine Analyse von Schwachstellen und Potenzialen kann festgestellt werden, in welchen Bereichen die Ressourceneffizienz in der Produktion erhöht werden kann und welchen Einfluss Landnutzungsentscheidungen, wie z. B. die Nutzung von Moorflächen, haben. Auf dieser Basis können zielgerichtet weiterführende betriebliche Maßnahmen eingeleitet werden. Die Umsetzung von Empfehlungen im Betrieb erfolgt freiwillig und wird ggf. durch Investitionsförderung unterstützt (z. B. im Bereich der Energieeinsparung). Je nach Voraussetzung kann auch im Beratungsgespräch die Teilnahme an Agrarumweltmaßnahmen empfohlen werden. Werden betriebliche Entwicklungsziele festgeschrieben, erhält diese Maßnahme den Charakter eines „Klima-Audits“.

Das Datenmanagement, die Ableitung von Zielgrößen und die Formulierung von Empfehlungen für Anpassungsmaßnahmen sollte durch wissenschaftliche Begleitforschung unterstützt werden. Durch die Maßnahme erstellte, einzelbetriebliche Datensätze sollten in anonymisierter Form für Betriebsvergleiche und wissenschaftliche Analysen zur Verfügung stehen. Schließlich sollte eine regelmäßige Dokumentation der betrieblichen Kennziffern erfolgen, um die Gesamtwirkungen der Maßnahme abschätzen zu können.

Zielgruppe: Interessierte Landwirte. Ggf. obligatorische Teilnahme am Klimacheck als Voraussetzung für den Erhalt unterschiedlicher Fördermittel (Agrarumweltmaßnahmen, Investitionsförderung)

---

[24] In der Rinderfütterung könnte beispielsweise der Milchharnstoffgehalt als Indikator eingesetzt werden, um die Fütterung noch gezielter zu steuern.

Akteure: Landwirte, Beratungsträger (wie die Landwirtschaftskammer und Ingenieurbüros), Niedersächsisches Landwirtschaftsministerium

Finanzieller Aufwand: Laufende Entwicklungskosten inkl. Schulung von Beratern: 100.000 €/Jahr. Jährlicher finanzieller Aufwand des Landes Niedersachsen für die Beratungen: 160.000 € im ersten Jahr, Tendenz in Folgejahren steigend. Die Gesamtkosten je Beratung betragen durchschnittlich 1.000 € (derzeit im Rahmen der Programme für den ländlichen Raum, gemeinsam finanziert von EU, Bund, Land und den Landwirten; LWK NI, 2011).

THG-Einsparung: Die Emissionsminderung ist derzeit nicht quantifizierbar. Sie kann aber nach Durchführung des Klimachecks auf Betriebsebene bewertet werden. Die Maßnahme dient der Informationsverbreitung, Prioritätensetzung und Optimierung.

Maßnahmentyp: Beratungsmaßnahme

6.12 Anpassung des Agrarinvestitionsförderungsprogramms (AFP) an Klimaschutzaspekte

Ziel: Ziel der Maßnahme ist die Reduzierung von THG-Emissionen durch Entfallen der Anreize zu klimaschädlichen Investitionen und durch Förderung klimafreundlicher Investitionen. Daneben sollen auch weiterer Umweltbelastungen vermindert werden.

Sachstand: Derzeit werden vorwiegend Gebäudeinvestitionen wie Stallbauten gefördert. Dabei bestehen keine über das Ordnungsrecht hinausgehende Auflagen für den Klimaschutz. Von rund 160 Mio. €, die von 2007 bis 2009 über das AFP als Fördermittel ausgegeben wurden, gingen 75 % in die Rinder- und Milchviehhaltung und über 90 % in die wertschöpfungsintensive Tierhaltung insgesamt (mit Veredlung von Mastschweinen und Geflügel) (EBERS und FORSTNER, 2010). Maßnahmen, die der Energieeinsparung und Emissionsminderung dienen, können über ein Punktesystem in der Bewilligungsreihenfolge berücksichtigt werden. Investitionen in moderne Maschinen, mit denen Emissionen vermieden werden können (z. B. Präzisionslandwirtschaft), werden derzeit nicht gefördert.

Beschreibung: Der Einsatz von Methoden der Präzisionslandwirtschaft kann die THG-Emissionen, vor allem durch die Erhöhung der Stickstoffproduktivität, verringern. Aufgrund der Einstiegshürden durch hohe Investitionskosten wäre zu prüfen, ob statt Flächenzahlungen eine Investitionsförderung, wie von WERNER et al. (2008) empfohlen, so konkretisiert werden kann, dass geringe Mitnahmeeffekte entstehen und die Technik effektiv eingesetzt wird.

An die Förderung von Stallbauten könnten erhöhte Anforderungen, z. B. an die Energieeffizienz und die Wirtschaftsdüngerlagerung, gestellt werden. Auch eine Bindung an den

Klimacheck bei einer Investitionsförderung kann zielführend sein. Damit könnten die bisherigen Ziele der Förderung mit den gesellschaftlichen Zielen des Klimaschutzes und der Ressourceneffizienz harmonisiert werden.

Zielgruppe: Landwirte

Akteure: Landesregierung, Niedersächsisches Landwirtschaftsministerium, Landwirte

Finanzieller Aufwand: Es liegen noch keine Berechnungen vor.

THG-Einsparung (hier bezogen auf den Präzisionslandbau): Bei etwa gleichbleibenden Erträgen können bei derzeitigem Technikstand des Präzisionslandbaus rund 18 kg Mineraldüngerstickstoff/ha Getreidekultur eingespart werden. Dies entspricht einer Emissionsminderung von 315 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha. Moderne Techniken weisen höhere Minderungspotenziale auf, die bei ersten Versuchen schon bei 630 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha lagen. Zusätzliche Einsparungen sind bei der Grunddüngung und dem Pflanzenschutz möglich. Unter der Annahme, dass 10 % der betroffenen Landwirte die teilflächenspezifische Düngung annehmen, könnten jährlich etwa 7,6 kt $CO_{2\text{-Äq.}}$ eingespart werden (näheres siehe Kapitel 9.1.1.2).

Die THG-Einsparungen für Stallbauten können an dieser Stelle nicht abgeschätzt werden.

Maßnahmentyp: Anpassung der Investitionsförderung

Ernährungsindustrie, Handel und Verbraucher

6.13 Förderung von Forschung und Entwicklung sowie Wissenstransfer – Bereich Ernährungsindustrie und Handel

Ziel: Ziel der Maßnahme ist die Entwicklung energie- und ressourceneffizienter Verfahren in der Ernährungsindustrie und dem Handel. Durch Information und Wissenstransfer soll die schnellere Verbreitung von effizienten, klimafreundlichen Verfahren, die eine hohe Energie- und Ressourceneffizienz aufweisen, Reststoffe wiederverwerten und den Abfall von primären oder verarbeiteten Agrarprodukten minimieren, gefördert werden.

Sachstand: Für die Ernährungsindustrie und den Handel, die jeweils mit einem Anteil von 5 bis 10 % vergleichsweise wenig zu den THG-Emissionen im Bereich Lebensmittelproduktion/Ernährung beitragen, sind Effizienzsteigerungen beim Energie- und Rohstoffeinsatz in der Produktion und der Logistik der wichtigste Ansatzpunkt. Weitere Potenziale liegen in einer energieeffizienteren Lagerhaltung und in der Wahl „klimafreundlicher“ Transportmittel (Schiff und Schiene statt Lastkraftwagen, Vermeidung von Lufttransport, schadstoffarme Fahrzeugflotte) sowie in der Vermeidung von Lebensmittelabfällen.

Da eine energieeffiziente Produktion, Lagerung sowie Logistik und die Minimierung von Verpackungsmaterial häufig mit Kosteneinsparungen einhergehen, sind viele Unternehmen von sich aus bestrebt, den Energieaufwand so gering wie möglich zu halten. Wollte der Staat diesen Prozess beschleunigen, so kämen folgende Maßnahmen potenziell in Frage.

Beschreibung: Programm zur Förderung von Forschungs- und Entwicklungsvorhaben für eine energieeffiziente Produktion, Lagerung sowie Logistik, Minimierung von Verpackungsmaterial und Vermeidung von Lebensmittelabfällen. Um ein größeres Finanzvolumen einsetzen zu können, sollte ein solches Programm gemeinsam von Bund und Ländern getragen werden. Dieses Programm sollte auch den Wissenstransfer der ermittelten Kenntnisse und Entwicklungen beinhalten. Darüber hinaus wäre die Einrichtung eines Kompetenzzentrums „Klimafreundliche Ernährungsindustrie“ bzw. ganz generell für die gesamte Wirtschaft eine entsprechend umfassende Klimaschutzberatungseinrichtung „Klimakompetenzzentrum“ erwägenswert, welches für den Wissenstransfer zuständig ist und die Ernährungsindustrie im Hinblick auf eine energieeffiziente Produktion, Lagerung, Logistik, Verpackung und Verminderung der Lebensmittelabfälle berät. An der Finanzierung eines solchen Kompetenzzentrums sollte sich die Wirtschaft entsprechend beteiligen.

Zielgruppe: Unternehmen der Ernährungsindustrie, Lebensmittelhandel

Akteure: Zuständige Bundes- und Landesministerien, Forschungsinstitute, Unternehmen der Ernährungsindustrie, Lebensmittelhandel

Finanzieller Aufwand: Variabel – abhängig von der konkreten Ausgestaltung und Inanspruchnahme

THG-Einsparung: Nicht abschätzbar

Maßnahmentyp: Förderung von Forschung und Entwicklung, Informationsvermittlung

6.14 Information und Aufklärung der Verbraucher

Ziel: Verringerung der ernährungsbedingten Treibhausgasemissionen

Sachstand: Der Verbraucher kann durch eine Reihe von Maßnahmen, die vor allem die Kaufentscheidungen und die Ernährungsgewohnheiten betreffen, zur Reduktion der Treibhausgasemissionen beitragen. Da jedoch viele Faktoren gleichzeitig zu berücksichtigen sind, ist es für den Verbraucher nicht einfach, die richtige Wahl zu treffen. Das Ausmaß der Treibhausgasemissionen lässt sich nämlich nicht immer anhand von Produktmerkmalen erkennen. Der Verbraucher weiß nicht, wie lange das Produkt unter Kühlung gelagert wurde und ob z. B. das Fleisch mit dem Schiff oder dem Flugzeug transportiert worden ist. Vor allem die versteckten Transporte sind vom Verbraucher nicht erkennbar.

Schwierig wird die Beurteilung vor allem auch bei Fertigprodukten mit einer Vielzahl von Zutaten unterschiedlicher Herkunft.

Trotz dieser Problematik erscheint es sinnvoll, im Rahmen der Verbraucheraufklärung einige wesentliche Aspekte einer klimafreundlichen Ernährung in Form von einfachen Handlungsanweisungen für das tägliche Leben zu kommunizieren (zumal ein Teil dieser Aspekte den Empfehlungen einer gesunden Ernährung entspricht.). Dazu gehören: weniger Fleisch essen, Verzicht auf eingeflogene Ware und Produkte aus dem beheizten Gewächshaus, wenn möglich Gemüse der Saison wählen (hierbei könnte die Bereitstellung eines Saisonkalenders helfen), Vermeidung von Lebensmittelverderb und damit von Lebensmittelabfällen, Nutzung von energieeffizienten Haushaltsgeräten, Einkauf zu Fuß oder mit dem Fahrrad erledigen etc.

Über die Höhe der THG-Emissionsminderung durch ein verändertes Ernährungs- und Einkaufverhalten liegen unterschiedliche Ergebnisse vor: Nach TAYLOR (2000) können Verbraucher/innen die THG-Emissionen der Ernährung durch den Wechsel der Ernährungsweise von der Mischkost zur Vollwertkost mit wenig Fleischkonsum um 22 % und zur ovo-lacto-vegetarischen Ernährung um 34 % verringern. Nach HOFFMANN (2002) beträgt das Einsparpotenzial einer fleischreduzierten 31 % und einer vegetarischen Kost bis zu 47 % gegenüber einer Mischkost. GRIEßHAMMER et al. (2010) leiten aus ihren Daten ab, dass mit einer gesundheitsbewussten mediterranen Ernährung oder Vollwertkost im Vergleich zu einer durchschnittlichen Ernährung 15 % der THG-Emissionen eingespart werden können. Die Höhe der THG-Emissionsminderung durch ein verändertes Ernährungsverhalten hängt letztlich davon ab, auf wie viel Fleisch- und Milchprodukte verzichtet wird und mit welchen Lebensmitteln diese Reduktion kompensiert wird.

Schließlich ist zu beachten, dass trotz aller Aufklärungsversuche nur leichte Verhaltensänderungen in der Ernährung zu erwarten sind. Von daher dürfen nicht zu hohe Erwartungen an das Instrument „Verbraucheraufklärung“ gestellt werden.

Beschreibung: Die Vermittlung von Informationen über eine klimafreundliche und gesunde Ernährung kann auf vielfältige Art und Weise erfolgen. Zu nennen sind z. B. Informationskampagnen in Verbraucherzeitschriften (Essen und Trinken, Brigitte etc.), Informationsmaterial (z. B. Broschüren, Wanderausstellungen), die über die Verbraucherzentralen, Volkshochschulen, auf Verbraucherveranstaltungen (z. B. Verbrauchermessen) verteilt bzw. ausgestellt werden, Informationsveranstaltungen der Verbraucherzentralen, Volkshochschulen etc. Zu beachten ist, dass schon einiges an Material (Broschüren, Wanderausstellung, Internet) vorliegt, auf dem aufgebaut werden kann.

Wichtig ist vor allem, dass die Kenntnisse über ein klimafreundliches, d. h. Emissionen reduzierendes Konsumverhalten, bereits im Rahmen der schulischen Ausbildung vermittelt werden. Dies kann frühzeitig ungünstige Konsummuster verhindern helfen. Ein

Schwerpunkt sollte darüber hinaus auch auf die Vermittlung von Maßnahmen zur Vermeidung von Lebensmittelabfällen gelegt werden.

Zielgruppe: Verbraucher

Akteure: Landesregierung, Niedersächsisches Landwirtschaftsministerium, Verbraucherberaterstellen, Deutsche Gesellschaft für Ernährung, aid infodienst e. V., Schulen etc.

Finanzieller Aufwand: Hängt vom Umfang der Informationsmaßnahme ab. Für bundesweite Verbraucherkampagnen (INFORM, Ökolandbau) wurden z. B. 5 Mio. €/Jahr über mehrere Jahre verausgabt. Unter Berücksichtigung der niedersächsischen Bevölkerungszahl (etwas weniger als 10 % der bundesdeutschen Bevölkerung) ergäbe das für eine auf Niedersachsen ausgerichtete Kampagne 500.000 €/Jahr (2,5 Mio. € bei einer Laufzeit von 5 Jahren).

THG-Einsparung: Unter der Annahme, dass mit der Verbraucheraufklärung 10 % der niedersächsischen Bevölkerung (0,793 von 7,929 Mio.) zu einem veränderten Ernährungsverhalten bewegt werden könnten und mit diesem veränderten Ernährungsverhalten 15 % der ernährungsbedingten THG-Emissionen (0,2475 von 1,65 t $CO_{2\text{-Äq.}}$) eingespart würden, ergibt sich ein Einsparpotenzial von 196 kt $CO_{2\text{-Äq.}}$/Jahr. Dieses Einsparpotenzial bezieht sich allerdings nicht allein auf die Emissionen der niedersächsischen Land- und Ernährungswirtschaft (ist in der Emissionsberichterstattung auch nicht anrechenbar), die Verminderung wird letztlich global realisiert.

Unter der Annahme, dass eine Kampagne mit einem Finanzvolumen von 500.000 €/Jahr ausreicht, um das oben ermittelte potentielle Einsparpotenzial zu erzielen, ergeben sich THG-Minderungskosten in Höhe von 2,6 €/t $CO_{2\text{-Äq.}}$. Da Verhaltensänderungen in der Ernährung nur sehr schwer zu erreichen sind, ist allerdings davon auszugehen, dass entweder die Kampagnenausgaben deutlich erhöht werden müssen, um das oben ermittelte Einsparpotenzial zu erreichen, oder bei gegebenem Finanzvolumen von 500.000 € nicht das gewünschte Einsparpotenzial erreicht wird. Deshalb erscheint es sinnvoller davon auszugehen, dass die THG-Minderungskosten eher im Bereich von 2,6 – 26 €/t $CO_{2\text{-Äq.}}$ liegen.

Maßnahmentyp: Informationsmaßnahme

7 Zusammenfassende Bewertung

Klimaschutzmaßnahmen im Agrarsektor weisen im Vergleich zu Maßnahmen in anderen Sektoren eine größere Unschärfe hinsichtlich der Höhe der Treibhausgaseinsparung auf. Dies gilt besonders für bodenbürtige Treibhausgasemissionen, die in Abhängigkeit von Standort- und Bewirtschaftungsfaktoren sehr variabel sind. Die Maßnahmenbewertung im Rahmen dieses Berichts erfolgt auf der Basis einer durchschnittlichen Emissionsminderung.

Die vorgeschlagenen Klimaschutzmaßnahmen haben alle positiven Nebeneffekte auf andere Umweltziele (Wasserschutz, Luftreinhaltung, Naturschutz), sie verbessern die Ressourceneffizienz und damit auch die Wirtschaftlichkeit der Produktion, oder eröffnen Chancen für technologische Weiterentwicklungen. In der Bewertung der Kostenwirksamkeit der Klimaschutzmaßnahmen werden diese positiven Nebeneffekte bisher nicht berücksichtigt. Beiträge zu anderen Umweltzielen verbessern jedoch die Kostenwirksamkeit für den Klimaschutz.

Klimaschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft sollten zuerst in den Bereichen umgesetzt werden, in denen große Synergien mit anderen umweltpolitischen Zielen bestehen. Zu nennen sind hier an erste Stelle:

- Maßnahmen zur Senkung der N-Bilanzüberschüsse und zur Steigerung der N-Effizienz,
- Maßnahmen zur Reduzierung der Ammoniakemissionen sowie
- Maßnahmen zum Schutz von Dauergrünland-, Auen- und Moorflächen.

Die Maßnahmenumsetzung in diesen Bereichen sollte parallel auf den Weg gebracht werden.

Es wird ein Maßnahmenbündel empfohlen, das sowohl kurzfristig wirksame Änderungen von Verordnungen enthält (Düngeverordnung, Anpassung Fachrecht zur sofortigen Einarbeitung von NH_3-bildenden Wirtschaftsdüngern und zur Abdeckung von Güllelagern sowie zum Umbruchverbot von Dauergrünland) als auch Förder-, Beratungs- und Forschungsprogramme (Pilotprojekt Backweizendüngung, Moorschutzkonzept, Klimacheck für landwirtschaftliche Betriebe, Anpassung des Agrarinvestitionsförderprogramms,), die ihre Klimaschutzwirkung mittel bis langfristig entfalten werden.

In Tabelle 7.1 sind die empfohlenen politischen Maßnahmen zur Förderung des Klimaschutzes im Agrarsektor, ihr Emissionsminderungspotenzial sowie die Kosten der Emissionsminderung zusammengefasst. Es ist zu berücksichtigen, dass die Emissionsminderung und Kostenwirksamkeit der einzelnen Maßnahmen geschätzt sind und jeweils nur für die genau spezifizierte Maßnahme im Vergleich zur definierten Referenzsituation gilt.

Tabelle 7.1: Zusammenfassung der empfohlenen politischen Klimaschutzmaßnahmen im Agrarsektor, ihr Treibhausgasminderungspotenzial in Niedersachsen sowie die Kosten der $CO_{2\text{-}Äq.}$-Einsparung

Nr.	Politische Maßnahmen	Wirkung der Maßnahmen	THG-Minderungs-potential in Niedersachsen	Kosten der Emissions-minderung
			kt $CO_{2\text{-}Äq.}$ und Jahr	€/t $CO_{2\text{-}Äq.}$ [1)]
6.1	Überarbeitung der Düngeverordnung	Einsparung von 20 kg Mineraldünger-N pro Hektar LF (2,6 Mio. ha) (ohne Doppelzählung mit Maßnahmen 6.2, 6.3, 6.4, 6.5 und 6.12)	460-620	-
6.2	Ergebnisorientierte Honorierung zur Erhöhung der N-Effizienz	Einsparung von 10.000 t Mineraldünger-N innerhalb der prioritären Grundwasserschutzgebiete nach WRRL	175	115
6.3	Pilotprojekt zur Bestimmung der Backweizenqualität und Optimierung der Qualitätsdüngung	Einsparung von 20-40 kg N/ha/Jahr Mineraldünger-N mit 5.400 bis 10.800 t bezogen auf Backweizenanbaufläche in Niedersachsen pro Jahr	94-188	-
6.4	Ordnungsrecht zur sofortigen Einarbeitung von entsprechenden Wirtschaftsdüngern und Ergänzung durch Informationskampagne	Einsparung von NH_3-N-Emissionen und daraus resultierenden Minderung der indirekten N_2O-Emissionen sowie Einsparung von Mineraldünger-N in Niedersachsen	65 (Rind) 15 (Schwein)	2,6
6.5	Verpflichtung zur Abdeckung von Anlagen zur Lagerung von Schweine- und Rindergülle	Einsparung von NH_3-N-Emissionen und daraus resultierenden Minderung der indirekten N_2O-Emissionen sowie Einsparung von Mineraldünger-N in Niedersachsen	21 (Schwein) 5 (Rind)	5-31 (Schwein) 179-294 (Rind)
6.6	Schutz von Dauergrünland gegen Umbruch zu Ackerland	Einsparung der mittleren THG-Emissionen durch Grünlandumbruch in den Jahren 2005-2009	572	20-80
6.7	Moorschutzkonzept	Einsparung der THG-Emissionen durch Wiedervernässung von 5-20 % der Grünlandflächen (extensiv, trocken) auf organischen Böden	282-1.129	15-135
6.8	Strategie zur Reduzierung der Torfverwendung im Gartenbau	Einsparung von CO_2-Emissionen durch Reduzierung der Verwendung von Torf um 50 % im Erwerbs-, Garten- u. Landschaftsbau sowie durch komplettem Wegfall im Hobbygartenbau ohne Berücksichtigung der Emissionen aus Torfersatzsubstraten	213	-
6.11	Klimacheck für landwirtschaftliche Betriebe	Einsparung von THG-Emissionen durch Optimierung der einzelbetrieblichen Ressourceneffizienz in der landwirtschaftlichen Produktion	-	*(1.000 € je Beratung)*
6.12	Anpassung des Agrarinvestitionsförderungsprogramms (AFP) an Klimaschutzaspekte	Umsetzung der teilspezifischen Düngung: Einsparung von ca. 18 kg N/ha*Jahr aus Mineraldünger auf 10 % der Weizen- und Rapsflächen von Betrieben mit >= 100 ha und < 0,5 GV	0,315 -0,630	-
6.13	Förderung von Forschung und Entwicklung sowie Wissenstransfer – Bereich Ernährungsindustrie und Handel	Einsparung von THG-Emissionen durch Entwicklung energie- und ressourceneffizienter Verfahren in der Ernährungsindustrie und Handel	-	
6.14	Information und Aufklärung der Verbraucher	Einsparung der ernährungsbedingten THG-Emissionen durch verändertes Ernährungsverhalten	196	2,6-26

1) Die Kostenabschätzungen basieren auf unterschiedlichen Literaturangaben, die in den entsprechenden Maßnahmenkapiteln beschrieben sind.

Bei den Maßnahmen zur Senkung der N-Bilanzüberschüsse und zur Steigerung der N-Effizienz ist die Überarbeitung und Optimierung der Düngeverordnung unter Berücksichtigung des Klimaschutzes von besonderer Bedeutung, da sie sowohl den generellen Rahmen für zulässige N-Überschüsse setzt als auch die Grenzen für anrechenbare gasförmige N-Verluste definiert. Beide Faktoren sind von zentraler Bedeutung für die N-Effizienz in der Landwirtschaft, die Vermeidung von umweltbelastenden N-Austrägen sowie den Klimaschutz.

Aufgrund der bestehenden Verpflichtung zur Begrenzung der Ammoniakemission (550 kt NH_3/Jahr in Deutschland ab 2010) wurde dieser Bereich mit unmittelbar wirksamen Maßnahmen hinterlegt. Die empfohlenen Maßnahmen leisten auch einen wichtigen Beitrag zur Minderung der Treibhausgasemission und zur Steigerung der N-Effizienz im Agrarsektor.

Entwässerte Moore bilden die wichtigste Treibhausgasquelle der niedersächsischen Landwirtschaft. Der Bereich Moorschutz erfordert langfristige regionale Struktur- und Nutzungskonzepte, da die Klimaschutzmaßnahmen auf einer Veränderung des Wasserstandes beruhen und nicht kleinflächig realisiert werden können. Im Bereich der Entwicklung neuer Bewirtschaftungsmöglichkeiten wiedervernässter Moorflächen besteht großer Forschungsbedarf. Auch wenn Klimaschutz durch Moorschutz neue Nutzungskonzepte für Moorgebiete erfordert und daher entsprechend langfristig unter Einbeziehung aller Betroffenen geplant werden muss, sollte der Weiterentwicklung des Niedersächsischen Moorschutzkonzepts hin zu klimaneutralen, naturnahen Moorflächen eine hohe Priorität eingeräumt werden. Das Emissionsminderungspotenzial und die Synergien im Bereich des Naturschutzes sind in diesem Bereich besonders groß.

Kurzfristig sollten Maßnahmen für einen wirkungsvollen, standortgenauen Schutz von Dauergrünland auf Böden mit hohen Gehalten an organischer Bodensubstanz umgesetzt werden. Ein eindeutig definiertes Umbruchverbot von Dauergrünland in ausgewiesenen sensiblen Kulissen dient nicht nur dem Klimaschutz, sondern es leistet auch einen Beitrag zum Grundwasserschutz und dem Erhalt der Biodiversität.

Grundsätzlich sollte die Thematik Ressourceneffizienz und Klimaschutz stärker in der landwirtschaftlichen Beratung verankert werden. Durch Einführung eines Klimachecks auf Einzelbetriebsebene soll das Bewusstsein der Betriebsleiter auf Fragen der Ressourceneffizienz in den landwirtschaftlichen Produktionsprozessen gelenkt werden. Der Check soll helfen, auf betrieblicher Ebene Schwachstellen zu analysieren und Treibhausgas- sowie Ammoniakemissionen durch Empfehlung von technisch-organisatorischen Maßnahmen zu reduzieren.

Der Verbraucher kann durch eine Reihe von Maßnahmen, die besonders das Ernährungs- und Einkaufverhalten sowie das Vermeiden von Lebensmittelabfällen betreffen, positive Impulse für mehr Klimaschutz in der Ernährung und der Landwirtschaft setzen. Es wird

daher ein Maßnahmenpaket zur Verbraucheraufklärung über eine klimafreundliche und gesunde Ernährung empfohlen.

Auch der Einsatz von Torfsubstraten im Gartenbau ist klimabelastend. Niedersachsen sollte als größter Torfproduzent in Deutschland die Entwicklung von Torfersatzsubstrate vorantreiben und Maßnahmen zur Torfeinsparung anstoßen und fördern. Es wird ein Maßnahmenpaket empfohlen, das die Entwicklung von Torfersatz im Gartenbau vorantreibt, die Verwendung von Torf im Landschaftsbau einschränkt und den Verbraucher sensibilisiert.

Die Bereitstellung von Bioenergie aus nachwachsenden Rohstoffen ist in Niedersachsen durch den Ausbau der Biogasproduktion stark angestiegen. Im Sinne eines nachhaltigen und effizienten Klimaschutzes sollten die bestehenden Bioenergielinien hinsichtlich ihrer Effizienz, der entstehenden Kosten sowie möglicher negativer Nebeneffekte durch die Expansion des Energiepflanzenanbaus kritisch überprüft werden. Grundsätzlich führt der Einsatz von Wirtschaftsdüngern und Reststoffen in Biogasanlagen zu deutlich höheren Treibhausgaseinsparungen je erzeugter Energieeinheit als die Vergärung von Anbaubiomasse. Es wird ein Maßnahmenpaket empfohlen, um die Klimaschutzleistung bestehender Biogasanlagen zu steigern. Für Neuanlagen wird aus Sicht des Klimaschutzes ein Gülle- und Reststoffanteil von mindestens 95 % empfohlen, um die größtmögliche Emissionsvermeidung je Energieeinheit zu erzielen.

In Tabelle 7.2 ist das theoretische Potenzial der Emissionsminderung durch die Umstellung auf eine güllebasierte Biogasproduktion in Niedersachsen verdeutlicht. Neben der Effizienzsteigerung der Emissionsminderung (Emissionsminderung pro Energieeinheit) führt die Umstellung auch zu einer Abnahme der Anbaufläche von Energiemais.

Die Biomasseerzeugung in Kurzumtriebsplantagen (KUP) zeichnet sich durch einen hohen Netto-Energieertrag aus. Es werden Pilotprojekte vorgeschlagen, in denen neue KUP-Anbaustrategien getestet werden, die zusätzliche positive Effekte (z. B. KUP als Schutz vor Winderosion, KUP auf vernässten Standorten) und eine geringe Flächenkonkurrenz mit der Nahrungs- und Futtermittelproduktion aufweisen.

Auch für die aufgeführten Klimaschutzmaßnahmen im Bereich der landwirtschaftlichen Bioenergieproduktion ist zu berücksichtigen, dass die Emissionsminderung der einzelnen Maßnahmen jeweils nur für die genau spezifizierte Maßnahme im Vergleich zur definierten Referenzsituation gilt.

Tabelle 7.2: Klimaschutzmaßnahmen im Bereich der landwirtschaftlichen Bioenergieproduktion sowie ihr Treibhausgasminderungspotenzial in Niedersachsen

Nr.	Politische Maßnahmen	Wirkung der Maßnahmen	THG-Minderungspotential in Niedersachsen	Kosten der Emissionsminderung
			kt $CO_{2\text{-Äq.}}$ und Jahr	€/t $CO_{2\text{-Äq.}}$ [1)]
6.9	Erhöhung des Gülleeinsatzes in Biogasanlagen (Konzept „Klimafreundliche Biogasanlage")	Einsparung von THG-Emissionen durch Erhöhung des Gülleanteils in Biogasanlagen von unter 10 % auf 50 % der in Niedersachsen gesamt anfallenden Gülle (40 % Gülleanteil in Altanlagen, 95 % Gülleanteil in Neuanlagen)	1.200	Kosten können im Rahmen des Projektes nicht abgeschätzt werden.
6.10	Weiterentwicklung von Optionen für Kurzumtriebsplantagen (KUP)	Einsparung von THG-Emissionen durch den Streifenanbau von KUP als Winderosionsschutzhecken mit Reduzierung der Erosionsgefährdung der Ackerflächen von Klasse 5 hin zu Klasse 4 (18.593 ha KUP) sowie Klasse 4 und 5 hin zu Klasse 3 (58.173 ha KUP)	49-154	-11-68

1) Die Kostenabschätzungen basieren auf unterschiedlichen Literaturangaben, die in den entsprechenden Maßnahmenkapiteln beschrieben sind.

Mit der Maßnahmenumsetzung einhergehen sollten Beratung, Monitoring und wissenschaftliche Begleitforschung, um den notwendigen Lernprozess zu organisieren und Erfolge zu dokumentieren. Neben der Evaluierung der Maßnahmenwirkungen und Kosten sollten auch die statistischen Daten für die Emissionsberichterstattung bereitgestellt werden, die für die Abbildung des Klimaschutzbeitrags benötigt werden.

Teil II

Wissenschaftliche Hinterlegung der Maßnahmen

Teil II des vorliegenden Berichtes umfasst drei Bereiche:

- Die detaillierte Bewertung der Treibhausgasminderungspotenziale technisch-organisatorischer Maßnahmen, die einzelbetrieblich umgesetzt werden können unter Berücksichtigung von weiteren Kriterien wie beispielsweise Umweltwirkungen.
- Einzelbetriebliche Aspekte, die Einfluss auf die Etablierung von politischen und technischen Maßnahmen haben. Hierzu zählt die Abschätzung der einzelbetrieblichen Kosten bei Einführung der Maßnahmen und der Umsetzungsbereitschaft.
- Die politischen Instrumente, die zur Umsetzung von technisch-organisatorischen Klimaschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft beitragen.

Eine Kombination der drei ausgewählten Bereiche stellt die Grundlage für die Wahl besonders geeigneter Maßnahmen dar, die aus Sicht des Klimaschutzes von Bedeutung sind, aber auch praxisnah umgesetzt werden können.

8 Wissenschaftliche Bewertung der Maßnahmen zur Minderung von Treibhausgasemissionen im Agrarsektor

Die in diesem Kapitel beschriebenen Maßnahmen beziehen sich auf technische oder organisatorische Veränderungen von Produktionsabläufen, der Landnutzung, des Konsumverhaltens der Verbraucher sowie Optionen zur energetischen Nutzung von Biomasse, die durch die individuellen Unternehmer und Konsumenten umgesetzt werden und einen Beitrag zum Klimaschutz leisten können. Die nachfolgenden Unterkapitel (Bereiche Pflanzenproduktion, Tierproduktion, Landnutzung und Landnutzungsänderung, Nachwachsende Rohstoffe und Erneuerbare Energien, Verbraucherverhalten) fassen die Aktionsräume zusammen, die aus Sicht des Klimaschutzes Potenziale abbilden, um Treibhausgasemissionen aus dem Agrarsektor zu verringern. Eine Reduzierung der THG-Emissionen einhergehend mit einer Verringerung der Produktivität wird bei den meisten Maßnahmen nicht als effektiver Klimaschutz betrachtet. Ausnahmen bilden Produktionssysteme, die mit sehr hohen spezifischen THG-Emissionen verbunden sind.

Die Beschreibung und Bewertung der potentiellen Klimaschutzmaßnahmen erfolgt anhand folgender Punkte und Kriterien, wobei die Punkte 6. und 7. nur für Maßnahmen ausgearbeitet werden, die als Klimaschutzmaßnahme empfohlen werden:

1. **Beschreibung:** Die Maßnahme und der zugrunde liegende Wirkungsmechanismus wird unter Benennung der beeinflussten THG-Quellen beschrieben.
2. **THG-Minderungspotenzial:** Es wird das theoretisch erreichbare, technische THG-Minderungspotenzial unter Berücksichtigung von Spannen und Unsicherheiten ausgewiesen.
3. **Dauerhaftigkeit/Umkehrbarkeit:** Es wird die Dauerhaftigkeit der Klimaschutzmaßnahmen bewertet. Hierbei wird auf die temporäre/reversible Festlegung von Bodenkohlenstoff und dauerhafte Entlastung von treibhausrelevanten Emissionen (z. B. Effizienzsteigerung, Ersatz fossiler durch erneuerbare Energien) hingewiesen.
4. **Potenzielle Verdrängungseffekte:** Indirekte Wirkungen der Maßnahmen wie Flächenkonkurrenzen und Verlagerungseffekte werden ausgewiesen.
5. **Andere Umweltwirkungen:** Es wird benannt, welche positiven und negativen Auswirkungen auf andere Umwelt- und Naturschutzziele bestehen (z. B. Biodiversität, Wasserschutz).
6. **Regionale Bedeutung und technisch mögliche Emissionsminderung in Niedersachsen:** Soweit möglich wird der Ist-Zustand der Emissionen in Niedersachsen dargestellt und mit den Minderungspotenzialen der Maßnahme verrechnet.
7. **Abbildbarkeit in der Emissionsberichterstattung:** Die Abbildbarkeit der Klimaschutzmaßnahmen in der nationalen Emissionsberichterstattung wird geprüft. Damit wird auch bewertet, inwieweit die THG-Minderungspotenziale gemäß des Kyoto-Protokolls auf die Klimaschutzziele in Deutschland anrechenbar sind.

Die Bewertung der Maßnahmen erfolgte auf der Grundlage einer umfassenden Literaturauswertung. Es wurde sowohl internationale Literatur als auch nationale Berichte berücksichtigt. Die Literaturrecherche erfolgte anhand Bibliothekskatalogen, einschlägigen wissenschaftlichen Suchmaschinen im Internet (sciencedirect.com; webofknowledge.com) sowie Expertenbefragung zu national relevanten Veröffentlichungen.

Die Berechnungen zu den Treibhausgasminderungspotenzialen in Niedersachsen bei Umsetzung einzelner technischer Maßnahmen basieren auf Auswertungen der nationalen Emissionsberichterstattung 2010. Die Methode der Emissionsberechnung und die Strukturierung folgen dabei festen Vorgaben für so genannte Quellgruppen. Hierbei handelt es sich um die IPCC-Guidelines (IPCC, 1996), die Good Practice Guidance (GPG, IPCC, 2000) und das jeweils aktuelle EMEP-Guidebook. Für die Berechnungen werden Emissionsfaktoren, die den offiziell verabschiedeten IPCC-Richtlinien 1996 entsprechen, verwendet. Um die nationale Situation zutreffender abbilden zu können, finden in begründeten Fällen auch Berechnungsverfahren mit Emissionsfaktoren statt, die in der nationalen Berichterstattung noch keine Verwendung finden. Hier werden aktuelle Forschungsergebnisse berücksichtigt. Die für die Berechnung benötigten Aktivitätsdaten z. B. Tierzahlen, tierischen Ausscheidungen oder Anbauflächen wurden der Emissionsberichterstattung entnommen, aber auch aus aktuellen statistischen Erhebungen für Niedersachsen abgeleitet. Zur Ermittlung der CO_2-Quellen und -senken in Biomasse und Böden im Bereich Landnutzung und Landnutzungsänderung wurden zusätzlich digitale Kartenwerke, Fernerkundungsdaten, Daten der deutschen Offizialstatistik und Ergebnisse der Waldinventuren herangezogen. Die Datengrundlagen werden in den entsprechenden Unterkapiteln gesondert ausgewiesen.

Die Berechnung von CO2-Äquivalenten (CO2-Äq) erfolgt auf der Basis der spezifischen Treibhauspotenziale (Global Warming Potential, GWP) der betrachteten Treibhausgase. Das GWP beschreibt wie viel eine festgelegte Menge eines Treibhausgases zum Treibhauseffekt beiträgt. Als Vergleichswert dient das Treibhausgas Kohlendioxid (CO2). In Anlehnung an die internationalen Richtlinien zur Erstellung des nationalen Emissionsinventars werden folgende Treibhauspotenziale (GWPs) für einen Zeithorizont von 100 Jahren verwendet: Für Kohlendioxid (CO2) 1, für Methan (CH4) 21 und für Distickstoffoxid (N2O) 310.

Indirekte, über den jeweiligen Landwirtschaftsbetrieb hinausreichende Wirkungen von Klimaschutzmaßnahmen können immer dann auftreten, wenn es in Folge der Maßnahmenumsetzung zu marktwirksamen Veränderungen der Faktorverwendung, der Inputnachfrage oder des Produktangebots kommt. Hieraus ergeben sich Änderungen der Marktpreise, die wiederum an anderer Stelle indirekte Effekte auslösen können. Durch negative indirekte Effekte auf die Treibhausgasemissionen kann die Nettowirkung von Klimaschutzmaßnahmen vermindert oder sogar aufgehoben werden.

In diesem Bericht werden indirekte Wirkungen besonders in Hinblick auf die Energiepflanzenproduktion und die dadurch ausgelösten indirekten Landnutzungsänderungen thematisiert (vgl. Kap. 13). Die zusätzliche Flächennachfrage kann regional zu steigenden Pachtpreisen führen, und durch die Verdrängung der Nahrungs- und Futtermittelproduktion kommt es zu Produktpreissteigerungen, die sich bis auf die globale Ebene auswirken können. Ähnliche indirekte Effekte werden ausgelöst, wenn das Angebot landwirtschaftlicher Produkte durch umfangreiche Extensivierungsmaßnahmen zurückgeht. Zu den indirekten Effekten zählen auch Anpassungen, die im Sinne des Klimaschutzes positiv zu bewerten sind, z. B. ein preisbedingt effizienterer Umgang mit Nahrungs- und Futtermitteln.

Marktbedingte Verlagerungseffekte können auch in Folge der Einsparung von Betriebsmitteln wie z. B. Stickstoff-Mineraldünger oder Importfuttermittel auftreten. Sinkt der Absatz dieser Betriebsmittel in einer Region in relevantem Umfang, können die dadurch ausgelösten Preiseffekte dazu führen, dass der Betriebsmitteleinsatz in anderen Regionen der Welt ansteigt. Trotz solcher, schwer quantifizierbarer und letztlich kaum zu beeinflussender Nebeneffekte stellt die Effizienzsteigerung im Produktionsmitteleinsatz ein zentrales Ziel für den Klimaschutz dar. In diesem Bericht wird deshalb bei der Maßnahmenbewertung die Reduzierung der Treibhausgasemissionen aus der Düngerproduktion bei Einsparungen von chemisch-synthetischem N-Dünger voll in Anrechnung gebracht.

9 Maßnahmen im Bereich der Pflanzenproduktion

9.1 Verbesserung der N-Produktivität der Düngung und Reduzierung von N-Überschüssen

Maßnahmenbeschreibung

Der Einsatz von Stickstoffdünger in der landwirtschaftlichen Produktion führt zu direkten und indirekten Lachgasemissionen, die durch eine Reduzierung von N-Überschüssen verringert werden können. Ein Rückgang der landwirtschaftlichen Produktion sollte dabei vermieden werden, um unerwünschte Verlagerungseffekte wie Intensivierung und Landnutzungsänderungen in anderen Regionen zu vermeiden. Solche Verlagerungseffekte können die angestrebte Emissionsminderung deutlich reduzieren. N-Überschüsse sollten deshalb durch eine Verbesserung der N-Produktivität gesenkt werden. Dies bedeutet, dass bei Aufrechterhaltung der pflanzenbaulichen Erträge ein höherer Anteil des N-Düngers von den Pflanzen verwertet wird, sodass sich der N-Input pro Produkteinheit verringert (s. auch Textbox 1). Eine Steigerung der N-Produktivität geht daher mit einer Senkung der Input-/Output-Relation einher. Daher wird im Folgenden von „Verbesserung“ der N-Produktivität gesprochen. In Abgrenzung dazu wird eine Extensivierung der Produktion durch Reduktion des Düngeniveaus unter Inkaufnahme verringerter Erträge hier nicht als Klimaschutzmaßnahme diskutiert.

Die Produktion von chemisch-synthetischen Düngemitteln ist ebenfalls mit Emissionen verbunden. Diese Emissionen können verringert werden, wenn die Verbesserung der N-Produktivität mit einer Einsparung von chemisch-synthetischen N-Düngern verbunden ist.

Zur Verbesserung der N-Produktivität und zur Reduktion von umweltbelastenden Stickstoffüberschüssen können zahlreiche Maßnahmen in unterschiedlichen Produktionsbereichen beitragen. In diesem Kapitel liegt der Schwerpunkt auf den eingesetzten Düngermengen und den Faktoren, die diese direkt beeinflussen. Dazu gehören die Düngeplanung, der Verzicht auf Sicherheitszuschläge sowie der Verzicht auf erhöhte N-Düngung in der Backweizenproduktion. Ergänzend finden sich Bemerkungen zur allgemeinen Effizienz- und Produktivitätsverbesserung. Eine ergebnisorientierte Agrarumweltmaßnahme, die unabhängig von den einzelnen technischen und Managementmaßnahmen Anreize für eine Verbesserung der N-Produktivität bietet, wird im Kapitel 16.2.1 (ergebnisorientierte Honorierung der N-Effizienz) vorgestellt.

Textbox 1: Begriffserläuterungen

Für die Bewertung des N-Einsatzes im Kontext der Klimawirksamkeit wird in dieser Studie die N-Produktivität herangezogen und besonders zwischen ertragswirksamen und nicht-ertragswirksamen N-Einträgen unterschieden.

Die Begriffe „N-Produktivität“ und „N-Effizienz“ werden nicht einheitlich benutzt (BARRACLOUGH et al., 2010). Unter Beachtung von Artikeln zur Düngung in internationalen Fachzeitschriften, von im Internet veröffentlichten Entwürfen zum Anhang XI des Göteborg-Protokolls sowie von deutschen Veröffentlichungen, zum Beispiel Aufsätzen in einem Tagungsband des Bundesarbeitskreises Düngung und des Verbandes der Landwirtschaftskammern (BUNDESARBEITSKREIS DÜNGUNG (BAD), 2009) sowie der DLG (2006) werden hier folgende Definitionen zu Grunde gelegt:

1. **Produktivität des eingesetzten N-Düngers (Partielle Faktorproduktivität)**: Verhältnis von Ernteertrag zur applizierten N-Düngermenge (Einheit: kg N aus appliziertem Dünger/kg Produkt, z. B. Getreide). Düngung ist hier nach Düngeverordnung (DüV § 2 Nr. 5) definiert als „Zufuhr von Pflanzennährstoffen über Düngemittel, Bodenhilfsstoffe, Kultursubstrate oder Pflanzenhilfsmittel zur Erzeugung von Nutzpflanzen sowie zur Erhaltung der Fruchtbarkeit der Böden“.
2. **N-Produktivität:**
   a. **In Bezug auf Ackerbauprodukte**: Verhältnis von Ernteertrag zum in das System eingetragenen Stickstoff. Dazu zählt neben den organischen und mineralischen Düngemitteln nach DüV auch die Stickstoffbindung durch Leguminosen (Einheit: kg eingetragenes N/kg Produkt, z. B. Getreide). Weiterhin findet ein Eintrag auch über die atmosphärische N-Deposition statt. Ergeben sich durch die Bewirtschaftung Veränderungen im Boden-N-Vorrat, so sind diese in der Bewertung der N-Produktivität zu berücksichtigen. Bedeutend ist dies besonders bei der Bewirtschaftung von Böden mit hohen Vorräten an organischer Substanz (Moore, Anmoore).
   b. **In Bezug auf den landwirtschaftlichen Betrieb** (im Sinne der Hoftorbilanz): Verhältnis der Abfuhr von pflanzlichen und tierischen Erzeugnissen aus dem gesamten Betrieb zur N-Zufuhr in das System des Betriebes (also inklusive Tierhaltung) (Einheit: kg N importiertes N/kg exportierte Produkte, z. B. Milch und Getreide)

Generell ist bei der Betrachtung der N-Produktivität zu beachten, dass diese und die N-Düngerproduktivität häufig synonym verwendet werden, weil im Pflanzenbau in den meisten Fällen der Dünger der maßgebliche N-Input-Faktor ist. In Abgrenzung zur N-Produktivität bezieht sich die N-Effizienz auf das Verhältnis vom „geerntetem“ N im Produkt und dafür eingesetztem N (Einheit: kg N/kg N im Produkt, z. B. N im Getreide oder N in Milch).

Quellen: BARRACLOUGH et al., 2010; BRENTRUP und LAMMEL, 2009; BRENTRUP und PALLIERE, 2010, DITTERT, 2009; DLG, 2006; KIESE und BUTTERBACH-BAHL, 2009; LAST und WETZEL, 2009; LI et al., 2009; LORY UND SCHARF, 2003; MÖLLERS, 2000; OLFS et al., 2005; SALVAGIOTTI et al., 2009; SPIERTZ, 2010; STEFFENS, 2000.

Weitere Handlungsansätze, die auch zu einer Verbesserung der N-Produktivität führen, werden in eigenständigen Kapiteln bearbeitet:

- Optimierung der Art der Lagerung von Wirtschaftsdüngern (Kap. 10.5)
- Optimierung der Art der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern und Mineraldüngern (Kap. 9.4 und Kap.10.6)
- Hemmung der Nitratbildung durch Nitrifikationshemmstoffe oder CULTAN-Düngung (Kap. 9.3)
- Einsatz von teilspezifischer Düngung (Präzisionslandbau) (Kap. 9.2)
- Optimierung der Fütterung (Kap. 10.1 und Kap. 10.2)

Auch der Ökolandbau wird in der Literatur als Maßnahme zur Einsparung von Stickstoffüberschüssen genannt (UBA, 2009), wird in diesem Bericht aber als Gesamtmaßnahme integriert ausgewertet (Kap. 14).

Wirkung auf Treibhausgasemissionen

THG-Minderungspotenzial

Durch den Einsatz von Stickstoff-Dünger entsteht als Treibhausgas auf direktem und indirektem Weg vorwiegend Lachgas, darüber hinaus entstehen bei der Produktion von Mineraldünger verschiedene Treibhausgase.

Lachgas entsteht im Boden direkt aus N-Einträgen hauptsächlich als Nebenprodukt der Nitrifikation und als Zwischenprodukt der Denitrifikation (DAVIDSON, 1991). Der N-Eintrag erfolgt durch organische und mineralische Düngemittel, durch N-Deposition, durch Pflanzenreststoffe und biologische N-Fixierung sowie durch die N-Freisetzung aus dem Bodenpool. Dabei hängt die produzierte Lachgasmenge nicht nur von der Höhe der N-Einträge ab, sondern auch von Klimafaktoren wie Niederschlag, Temperatur, Frostperioden sowie Eigenschaften des Oberbodens (Bodenstruktur und Textur, Humusgehalt, Stickstoffgehalt, pH-Wert, Bodenbelüftung) (z. B. MOSQUERA et al., 2007; LI et al., 2005; GRANLI und BOCKMAN, 1995) sowie dem Verhältnis von N-Input zu N-Output (KAISER und RUSER, 2000).

Indirekte Lachgasemissionen entstehen durch den Austrag von reaktiven Stickstoffverbindungen aus den landwirtschaftlichen Produktionsketten. Der Austrag erfolgt einerseits durch die Auswaschung von Nitrat sowie Oberflächenabfluss und andererseits über die gasförmige Emission von reaktiven N-Verbindungen (überwiegend NH_3). Die reaktiven N-Verbindungen, die in angrenzende Naturräume eingetragen werden, unterliegen dann wiederum den Umwandlungsprozessen von Nitrifikation und Denitrifikation, wobei Lachgas entsteht (IPCC, 2006).

In den IPCC-Richtlinien für nationale Treibhausgasinventare (IPCC, 1996; IPCC 2006) werden folgende durchschnittliche Emissionsfaktoren für die direkten und indirekten Lachgasemissionen je kg N-Eintrag angegeben:

Tabelle 9.1-1 Emissionsfaktoren (EF) für die direkten und indirekten Lachgasemissionen (IPCC,1996, IPCC, 2006)

	IPCC 1996		IPCC 2006	
	EF	**Unsicherheiten**	**EF**	**Unsicherheiten**
N_2O-Emissionen	kg N_2O-N/kg N			
Direkte N_2O-Emissionen				
aus mineralischen Böden durch die N-Einträge über Wirtschaftsdünger, Mineraldünger, Ernteresten, mineralisiertem N aus dem Bodenvorrat	0,0125	0,0025-0,0225	0,01	0,003-0,03
Indirekte N_2O-Emissionen				
durch die Deposition von reaktiven N-Verbindungen	0,01	0,002-0,02	0,01	0,002-0,05
durch Auswaschung und Abfluss von reaktiven N-Verbindungen	0,025	0,002-0,12	0,0075	0,0005-0,025

Quelle: IPCC (1996), IPCC (2006).

Die derzeitige nationale Emissionsberichterstattung in Deutschland (HAENEL et al., 2010) verwendet entsprechend der internationalen Vorgaben der Emissionsberichterstattung die Emissionsfaktoren nach IPCC (1996). Dies beinhaltet die Annahme, dass pro kg applziertem Stickstoff 12,5 g N_2O-N bzw. 19,6 g N_2O als direkte Emissionen freigesetzt werden. Umgerechnet ergibt dies etwa 6 kg $CO_{2\text{-Äqu.}}$/kg gedüngtem Stickstoff. Die Höhe der indirekten N_2O-Emissionen variiert in Abhängigkeit der NH_3-Emissionen aus der Landwirtschaft sowie der Höhe der gelösten N-Austräge. Letztere werden auf 30 % Auswaschung des Gesamt-N-Eintrages (abzüglich der bereits freigesetzten Emissionen) geschätzt (IPCC, 1996). Von diesen durch Auswaschung ausgetragenen N-Mengen werden wiederum 2,5 % als N_2O-N freigesetzt (IPCC, 1996). Die Auswaschungs- und Abflussverluste des eingetragenen N setzen sich zusammen aus den Verlusten in das Grundwasser, in Oberflächengewässer sowie Ästuare (Übergangsgewässer). Der Vergleich der IPCC-Richtwerte von 1996 und 2006 zeigt, dass besonders im Bereich der indirekten N_2O-Emission durch N-Auswaschung eine deutlich veränderte Neubewertung erfolgt ist. Es ist zu erwarten, dass der verringerte N_2O-Emissionsfaktor für die N-Auswaschung in näherer Zukunft auch im Rahmen der internationalen Richtlinien der Emissionsberichterstattung Anerkennung findet und die Emissionsberichterstattung in diesem Punkt angepasst wird.

Zur Erfassung von bodenbürtigen N_2O-Emissionen auf nationaler Ebene ist die Annahme eines einheitlichen, mittleren N_2O-Emissionsfaktors für die eingetragene N-Menge nach IPCC (1996; 2006) praktikabel und robust. Um regional und lokal differenzierte Aussagen zu den N_2O-Emissionen treffen zu können, haben JUNGKUNST et al. (2006), KAISER und RUSER (2000) publizierte Messungen zu N_2O-Emissionen landwirtschaftlicher Böden in Deutschland zusammenfassend ausgewertet. In Deutschland liegen diese Emissionen zwischen <0,5 und ca. 17 kg N_2O-N/ha und Jahr (JUNGKUNST et al., 2006). Die Ergebnisse

zeigen, dass die relativ niederschlagsarmen Standorte in Ostdeutschland ein niedriges N_2O-Emissionsniveau aufweisen. Im Gegensatz dazu sind auf Standorten mit hohen Niederschlägen, ausgeprägten Frostperioden im Winter und feiner Bodentextur hohe Lachgasemissionen zu finden. Eine regionale Differenzierung von N_2O-Emissionsfaktoren im Rahmen der Emissionsberichterstattung ist bisher jedoch noch nicht möglich und wird somit in dieser Studie nicht verwendet, da die Ergebnisse hierzu noch nicht ausreichend gesichert sind. In Zukunft könnten aber regionalisierte Ansätze für die Berichterstattung anwendbar werden, wie Modelle von LESSCHEN et al. (2011) und DECHOW und FREIBAUER (2011) zeigen.

Neben der Höhe des N-Eintrags sowie den Witterungs- und Standortbedingungen ist die Höhe des N-Überschusses für das Ausmaß der Lachgasemissionen je applizierter Düngereinheit entscheidend (SNYDER et al., 2009; KAISER und RUSER, 2000). VAN GROENINGEN et al. (2004, 2010) zeigten in einem integrierten Ansatz, dass sowohl die Emissionsfaktoren als auch die ertragsbezogenen N_2O-Emissionen bei N-Einträgen, die nicht ertragswirksam sind, überproportional ansteigen können. Dieser Einfluss des N-Eintrags wird in den bestehenden IPCC-Ansätzen der Emissionsberichterstattung nicht abgebildet.

Düngeplanung

Mittels Düngeplanung, unterstützt von Analysen, können der Düngebedarf von Pflanzen und das Nährstoffangebot spezifiziert und optimiert werden. Analysiert werden können die Nährstoffgehalte von Wirtschafts- oder anderen organischen Düngern, die Nährstoffe bzw. hier vor allem der N_{min}-Gehalt im Boden und zur vegetationsbegleitenden Düngung auch die Nährstoffgehalte von Pflanzen und andere Parameter während des Aufwuchses (Techniken, die dafür eingesetzt werden können, werden zum Teil in der Maßnahme teilflächenspezifische Düngung thematisiert). Zudem muss eine Berechnung der Bilanz zwischen Abfuhr und Eintrag von Nährstoffen stattfinden. Die Humusbilanz ist in die N-Düngeplanung einzubeziehen, um die Entwicklung des Humusvorrats und die Freisetzung von pflanzenverfügbarem Stickstoff aus der organischen Bodensubstanz einzuschätzen (z. B. GUTSER, 2006). Auf Basis dieser Werte und einer Abschätzung des Nährstoffbedarfes der Pflanzen lässt sich die benötigte Düngezufuhr ermitteln. Zwar gibt es auch bei dieser Vorgehensweise immer noch Unsicherheiten, dennoch wird in der Regel angenommen, dass durch die Düngeplanung N-Überschüsse gesenkt werden können. Bestätigende Hinweise aus der Praxis finden sich zum Beispiel bei OSTERBURG et al. (2007) und BATHKE (2010). BATHKE machte eine schriftliche Befragung mit 129 teilnehmenden Landwirten in Niedersachsen zur Wasserschutzberatung, deren wesentliche Inhalte die Düngeplanung und dazugehörige Maßnahmen wie Bodenuntersuchungen betraf. Dabei gaben mindestens 60 % der Befragten an, dass in Folge dieser Beratung das Düngeniveau in ihrem Betrieb

gesunken sei.[1] Eine Expertenbefragung von OSTERBURG et al. (2007) ergab Einsparungspotenziale durch verbesserte Düngeplanung[2] von im Mittel 40 kg N/ha N-Überschuss und 20 kg N/ha Herbst-N_{min}. Dieses Einsparpotenzial hängt von der Düngepraxis in der Ausgangssituation ab, also ob zuvor hohe oder niedrige Überschüsse bestanden. Die Expertenschätzung wurde für die Zeit vor der aktuell geltenden Düngeverordnung und gegenüber der aktuellen Situation vergleichsweise geringen N-Mineraldüngerpreisen vorgenommen. Für den Einsatz von Frühjahrs-N_{min}-Analysen ergab die Befragung Einsparungspotenziale von 20 kg N/ha N-Überschuss und 10 kg N/ha Herbst-N_{min}. Für Pflanzenanalysen zur Unterstützung der vegetationsbegleitenden Düngeplanung waren es entsprechend 20 und 10 kg N/ha und für Wirtschaftsdüngeranalysen 10 und 10 kg N/ha.

Verzicht auf Sicherheitszuschläge

Wenn ein aus Perspektive der Stickstoffproduktivität optimales Düngeniveau ermittelt wird, ist dieses immer mit Unsicherheiten behaftet. Einige Faktoren der tatsächlichen Verfügbarkeit des Stickstoffes und anderer Nährstoffe, der Stickstoffverluste sowie des Stickstoffbedarfes aufgrund der potenziellen Ertragsbildung (bspw. Witterungsfaktoren wie Niederschläge, Temperatur, Einstrahlung) (z. B. KELLER et al., 1997) sind nur begrenzt voraussehbar. Daher kann ein „Sicherheitsdenken“ dazu führen, stärker zu düngen, um den maximalen Ertrag im Falle bester Anbaubedingungen und hoher „unvermeidbarer“ N-Verluste zu erhalten (ECKERT et al., 2000). Hohe Sicherheitszuschläge können jedoch zu erheblichen N-Überschüssen und Umweltbelastungen führen. Dies gilt besonders bei späten Düngergaben, da hier das Risiko, dass der Stickstoff nicht mehr von den Pflanzen aufgenommen wird, besonders hoch ist (s. Kap. 10.6). Wie hoch unvermeidbare N-Verluste vom Feld anzusetzen sind, ist strittig (GUTSER, 2006). ECKERT et al. (2000) differenzieren beispielsweise folgender Maßen: nach Abzug von NH_3-Verlusten aus Wirtschaftsdüngern sind bei Düngung auf Bedarf 20 kg anzurechnen für nicht vermeidbare Auswaschung durch Regen. Für andere unkontrollierbare Faktoren wie natürliche Ertragsschwankungen addieren sie 10 kg und bei besonders schlechten Regenverhältnissen können zusätzlich bis 20 kg N zum tolerablen Überschuss dazu kommen, was eine Spanne von 30-50 kg N/ha ergibt. Dies passt in eine Spanne von Orientierungswerten für unvermeidbare und tolerierbare N-Überschüsse, die in der wissenschaftlichen Literatur diskutiert werden (GUTSER und EBERTSEDER, 2001, sowie BAD, 2003; VDLUFA, 2003; HÜLSBERGEN, 2003, und UBA, 1999; alle in GUTSER, 2006).

---

[1] Auf einer fünfgliedrigen Skala von 1: „trifft voll und ganz zu“ bis 5: „trifft überhaupt nicht zu“ wählten 60 % der Landwirte eine der ersten beiden Antwortkategorien; nimmt man die 3. Kategorie dazu, dann gehen sogar 84 % der Landwirte von einem gesunkenem Düngeniveau aus.

[2] Diese verbesserte Düngungsplanung beinhaltet zum einen die Erstellung einer schlagbezogenen Düngeplanung für die Nährstoffe N, P, K und Kalkung, ggf. inkl. der Verteilung der Wirtschaftsdünger und Sekundärrohstoffe für den Gesamtbetrieb. Zum anderen beinhaltet sie die Führung einer Ackerschlagkartei und Erstellung einer Schlagbilanz nach tatsächlicher Düngung und realen Erträgen (ggf. auch Qualitäten).

Im Rahmen der DüV wurde ein Grenzwert von N-Netto-Bilanzüberschüssen von 60 kg N/ha im Durchschnitt der letzten drei Düngejahre ab 2011 festgelegt (DüV § 6 Abs. 2 Satz 1). Die Berechnung der Überschüsse erfolgt auf Basis einer Flächenbilanzierung, bei der die gesamten tierischen N-Ausscheidungen mit Faktoren von beispielsweise 70 % für Rindergülle, 60 % für Schweinegülle sowie 25 % auf Weideflächen anzurechnen sind. Das heißt, dass nach der Nitratrichtlinie anrechenbare unvermeidbare N-Verluste, die bei Lagerung, Ausbringung von Wirtschaftsdüngern und im Stall entstehen, nicht als N-Zufuhr in die Flächenbilanz mit einfließen. Ebenso bleiben N-Einträge über die N-Deposition unberücksichtigt (s. Textbox 2). Im Sinne des Klimaschutzes müssen die Annahmen über die Höhe der „unvermeidbaren N-Verluste“ im Stall sowie bei der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern sehr kritisch geprüft und hinterfragt werden. Diese Verluste mindern die N-Produktivität der Wirtschaftsdünger und sie sind eine ganz wesentliche Ursache für umwelt- und klimabelastende NH_3-Verluste aus der Landwirtschaft (s. auch Kap. 10.5 und 10.6). Die Ausführungen in den Kapiteln 10.5 und 10.6 zeigen, dass es effiziente Maßnahmen gibt, diese „unvermeidbaren N-Verluste“ deutlich zu verringen und damit den Düngewert der Wirtschaftdünger zu steigern. Dies muss in der Düngeplanung berücksichtig werden. Eine pauschale Anrechnung von maximalen „unvermeidbaren N-Verlusten“ im Rahmen der Düngeplanung ist in diesem Sinn unzureichend und auch nicht konsistent mit der Berechnungen der nationalen NH_3-Emission.

Aus Klimaschutzperspektive sind N-Gesamtbilanzen von großer Bedeutung. Dabei werden alle Emissionen, also auch die Stall-, Lager- und Feldverluste, und die atmosphärische N-Deposition berücksichtigt. Hierzu gibt es ein gesellschaftlich angestrebtes Ziel, das in der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung mit 80 kg N/ha auf Basis der Hoftorbilanz im Mittel landwirtschaftlich genutzter Fläche veranschlagt ist, und ursprünglich bis 2010 erreicht werden sollte (STATISTISCHES BUNDESAMT, 2010) (s. Textbox 2). Für eine landwirtschaftliche Flächenbilanz nach Abzug von 20 kg N für N-Deposition und 25 kg NH_3-Emissionen (bei 0,85 Großvieheinheiten/ha) entspräche dies einem N-Überschuss von 35 kg N/ha (GUTSER, 2006) und passt sich wiederum in die obengenannte Literatur ein. Bei höheren Viehdichten würde dieser N-Überschuss entsprechend höher liegen.

In dieser Maßnahme werden die Emissionen aus der Tierhaltung nicht behandelt, wohlwissend, dass diese die betrieblichen N-Überschüsse noch deutlich erhöhen. Maßnahmen zur Minderung der Emissionen aus der Tierhaltung werden in Kapitel 10 beschrieben.[3]

[3] Die Tatsache, dass in der Bilanzierung nach DüV entsprechend hohe Verluste in der Tierhaltung berücksichtigt werden dürfen, wird im Bereich der Politikmaßnahmen und Umsetzbarkeit diskutiert.

Textbox 2: Unterschiede der N-Bilanzierung nach Düngeverordnung und der N-Gesamtbilanz nach der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung

1. N-Bilanzierung nach DüV:

Betriebliche Flächenbilanz/aggregierte Schlagbilanz aus Stickstoffzu- und -abfuhr mit:

– Stickstoffzufuhr: Summe der nach DüV summierten N-Einträge ohne N-Deposition, nach Abzug der Stall-, Lagerungs- und Ausbringungsverluste

– Stickstoffabfuhr: Stickstoff in Ernte und Nebenprodukten

Ausgangswert: Vorgabe der DüV bis 2009: im Durchschnitt der letzten drei Düngejahre 90 kg N/ha auf Betriebsebene,
Zielwert: ab 2011 im Durchschnitt der letzten drei Düngejahre 60 kg N/ha auf Betriebsebene

2. N-Gesamtbilanz nach der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung:

Nationale Hoftorbilanz (im Mittel aller landwirtschaftlich genutzten Flächen in Deutschland) aus Stickstoffzu- und -abfuhr mit:

– Stickstoffzufuhr: N aus Düngemitteln, atmosphärischer Deposition, biologischer Stickstofffixierung, Saat- und Pflanzgut sowie Zukauf von Futtermitteln aus der inländischen Erzeugung und aus Importen

– Stickstoffabfuhr: pflanzliche und tierische Produkte

Ausgangswert: 103 kg N/ha in 2008
Zielwert: 80 kg N/ha bis 2010

Verzicht auf erhöhte N-Düngung in der Backweizenproduktion

Die Qualität für Backweizen wird in der Praxis am Rohproteingehalt (XP) bemessen (LINDHAUER, 2009). Die Höhe der Stickstoffdüngung beeinflusst den Proteingehalt der Körner und der N-Bedarf liegt bei gleichem Ertragsniveau für einen hohen Proteingehalt der Körner höher als für einen niedrigeren Proteingehalt (DENNERT, 2007; SELING, 2010a). Die N-Düngeempfehlungen für Backweizen liegen entsprechend hoch. Zusätzlich könnten sich daraus Anreize zu Sicherheitsaufschlägen von Stickstoff ergeben.

In den letzten Jahren wurde jedoch deutlich, dass bei modernen Weizensorten die Backqualität nicht unbedingt mit dem Proteingehalt korreliert, sondern gleichwertige Backqualitäten bei geringerem Proteingehalt möglich sind (LINDHAUER, 2009; SELING, 2010a). Zudem stellt LINDHAUER (2009) vom Max Rubner-Institut (MRI) die Frage, *„ob nicht ein mittlerer Proteingehalt für die Masse der hefegelockerten Backwaren“* ausreicht.

Außerdem hängt die Backqualität mit der Schwefelverfügbarkeit zusammen. Bei gleichem N-Input kann die Backqualität mitunter durch Schwefeldüngung verbessert werden, was mit deren Einfluss auf die Proteinzusammensetzung zusammenhängt (GODFREY et al.,

2010; ZÖRB et al., 2010). In geringerem Maße werden auch Biomasseproduktion und Proteinproduktion durch eine gute Schwefelversorgung verbessert (ZÖRB et al., 2010).

Aus diesen Zusammenhängen ergibt sich folgende Möglichkeit für Einsparungen im N-Düngereinsatz: Eine Neubewertung der Backqualität gekoppelt mit dem Einsatz entsprechender Sorten, bei denen hohe Backqualitäten bei niedrigerem Proteingehalten erreicht werden können, führt zu geringerem Stickstoffbedarf. Dies ermöglicht Einsparungen im Bereich des Düngereinsatzes gerade bei der problematischen Spätdüngung und es führt damit auch zu verringerten Anreizen zu Sicherheitszuschlägen bei der N-Düngung und abnehmenden N-Überschüssen in der Backweizenproduktion.

Zur Abschätzung des Reduktionspotenzials je Flächeneinheit wurden Ergebnisse von Feldversuchen, Düngungsempfehlungen und Expertenaussagen (Expertenaussagen von Seling, MRI, Fricke, Baumgärtel, LWK NI, Obenauf, LWK SH; Veröffentlichungen: DENNERT, 2007; OBENAUF, 2009, 2011) herangezogen. Die daraus resultierenden Annahmen für die Berechnung des oben dargestellten Minderungspotenzials reichen von 20 bis 40 kg N/ha verringerter N-Düngung und von 40 bis 60 % unproduktiven N-Verlusten in der Qualitätsgabe. Als minimale Einsparung ergibt sich damit eine Reduzierung des Eintrags um 20 kg N/ha und der N-Überschüsse um 8 kg N/ha. Maximal werden eine Reduzierung der Düngung um 40 kg N/ha und der Überschüsse um 24 kg N/ha erreicht.

Bisher ist es noch nicht möglich, andere Backqualitätsmerkmale als den Proteingehalt praxisfreundlich zu erfassen (LINDHAUER, 2009; SELING, 2010a, Seling, 2010b). Forschung zu diesem Thema läuft in Deutschland zur Zeit (seit Januar 2008) beispielsweise im Projekt „Integrierte Entwicklung von Selektionswerkzeugen für die Backqualität bei Weizen auf Basis molekularer Marker und spektroskopischer Verfahren (QualityNet)“ (LFL BLFL, 2008). Auch im internationalen Bereich wird an Alternativen geforscht (z. B. LÁSZTITY und ABONYI, 2009).

Ersatzweise lässt sich eine Neubewertung der Backqualität auch mithilfe der Sortenangaben bewerkstelligen. Da bei bestimmten Sorten die Backqualität relativ unabhängig vom Proteingehalt ist, kann eine zusätzliche Sortenbestimmung zur Einschätzung herangezogen werden (HARTL, 2009; OBENAUF, 2009; SELING, 2009). Derzeit dauert die Sortenbestimmung in Deutschland noch drei Tage, ist also nicht für die Bewertung jeder Partie einsetzbar, wohl aber für stichprobenartige Kontrollen der Sortenangaben der Landwirte. Am Max Rubner-Institut wird an entsprechenden Verfahren zur Sortenschnellbestimmung gearbeitet (SELING, 2011).

Allgemeine Effizienz-/Produktivitätsverbesserung

Die Stickstoffaufnahme kann durch eine allgemeine Produktivitätserhöhung, z. B. durch Pflanzenzüchtung, Bewässerung, Fruchtfolgegestaltung, Pflanzenschutz und Management anderer Nährstoffe gesteigert werden. Die Aufhebung von anderen wachstumslimitieren-

den Faktoren kann daher zur erheblichen Verbesserung der N-Produktivität beitragen. Zielführend ist des Weiteren, die N-Verwertbarkeit als Merkmal in der Pflanzenzüchtung weiterzuverfolgen. Damit beschäftigen sich zum Beispiel Wissenschaftler im europäischen Forschungsprojekt „NUE-crops“ seit Mai 2009 (LEIFERT, 2009).

Zusammenfassung

Durch die Reduzierung des N-Eintrages im Zuge der Verbesserung der Produktivität der N-Düngung lassen sich pro eingespartem Kilogramm Stickstoff folgende Emissionsminderungen erreichen (IPCC, 1996) (Tab. 9.1-2).

Tabelle 9.1-2: Minderung der Treibhausgasemission durch die Einsparung von 1 kg Mineraldünger-Stickstoff

	Emissionsminderung	
	N_2O-Emission	**CO_2-Äquivalente**
Emissionsbereich	g N_2O-N/kg N	kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/kg N
Direkte N_2O-Emissionen[1)]	12,5	6,1
Indirekte N_2O-Emissionen durch N-Deposition[1)]	0,4 [2)]	0,2 [2)]
Indirekte N_2O-Emissionen durch N-Auswaschung /Abfluss[1)]	7,5 [3)]	3,7 [3)]
Treibhausgasemissionen aus der Bereitstellung von chemisch-synthetischem N-Dünger[4)]		7,5
Summe		17,5

1) Basierend auf den Emissionsfaktoren nach IPCC (1996), der Basis der nationalen Emissionsberichterstattung. Die Berechnung der Emissionsminderung erfolgte vor Abzug der NH_3- und NO-Emissionen, die im Mittel der applizierten chemisch-synthetischen N-Dünger nur einen sehr geringen Einfluss auf die Höhe der direkten N_2O-Emission haben.
2) Die Höhe der indirekten Emissionen durch N-Deposition ist abhängig von der Höhe der NH_3-Emissionen. Letztere werden durch die Düngerart beeinflusst. Die Werte basieren auf dem mittleren Mix an chemisch-synthetischen N-Düngern, die in Deutschland 2009 eingesetzt wurden.
3) Annahme nach IPCC: 30 % N-Auswaschung.
4) Emissionen aus der Düngemittelbereitstellung wurden mit Werten aus der Probas-Datenbank (www.probas.umweltbundesamt.de) berechnet.

Die Ergebnisse in Tabelle 9.1-2 zeigen, dass durch die Einsparung von N-Düngemitteln deutliche THG-Einsparungspotenziale sowohl in der Düngemittelbereitstellung als auch von bodenbürtigen Emissionen möglich sind.

Dauerhaftigkeit/Umkehrbarkeit

Die Emissionsreduktion durch die Reduktion von N-Überschüssen und die Verbesserung der N-Produktivität in der Düngung ist dauerhaft und nicht umkehrbar.

Potenzielle Verdrängungseffekte

Wird die N-Produktivität bei gleichbleibendem Ertragsniveau verbessert, werden keine Verdrängungseffekte verursacht. Nur bei einem verringerten Ertrag entsteht eine Verstärkung der Flächenkonkurrenz und es kann zu Verdrängungseffekten und damit zu einer Verlagerung von Emissionen kommen.

Weitere Umweltwirkungen

Ein Übermaß reaktiven Stickstoffs in der Umwelt führt zu erheblichen Schadwirkungen, die in Tabelle 9.1-3 aufgeführt sind. Die Reduktion von N-Überschüssen könnte diese Belastungen erheblich mindern, denn ca. 57 % der Freisetzung von reaktiven Stickstoffverbindungen in die Umwelt in Deutschland stammen aus der Landwirtschaft (UBA, 2011c). Zu den wichtigsten reaktiven N-Austrägen aus der Landwirtschaft gehören die Nitratauswaschungen und Emissionen von NH_3. Konzentriert man sich auf die Stickstoffproduktivität, ist zu bedenken, dass eine verbesserte N-Produktivität nicht garantiert, dass die Schadschwellen für das lokale Ökosystem nicht überschritten werden (SPIERTZ, 2010; GUTSER et al., 2010). Gerade in Niedersachsen ist der Grenzwert der Nitratbelastung des Grundwassers nach der Nitratrichtlinie an vielen Stellen des Belastungsmessnetzes mit eindeutigem Bezug zu landwirtschaftlich genutzten Flächen überschritten (BMU und BMELV, 2008). Auch die kritischen Schwellenwerte für die N-Deposition sind an vielen Orten stark überschritten (UBA, 2011c), was aber nicht ausschließlich auf Emissionen aus niedersächsischen Quellen zurückzuführen ist.

Tabelle 9.1-3: Weitere Schadwirkungen von ausgewählten reaktiven Stickstoffausträgen aus der Landwirtschaft neben der beschriebenen Treibhauswirksamkeit

	NO_3	NH_4/NH_3	N_2O
Eutrophierung und Artenverlust in terrestrischen Ökosystemen	x	x	
• Geringere Widerstandskraft gegen Stressfaktoren (z.B. klimatische Extremsituationen, Schädlinge) • Ausbreitung nitrophiler Arten, Verdrängung anderer Arten			
Versauerung		x	
Veränderung der Lebensverhältnisse, Verdrängung von Arten (z.B. Regenwürmer ohne Ersatz), Zerstörung von Lebensgemeinschaften			
Belastung von Gewässern	x	x	
• Nitrateintrag in das Grundwasser, Bedrohung der Trinkwasserreserven (Umwandlung von Nitrat zu Nitrit, Bildung kanzerogener Nitrosamine im menschlichen Körper) • Eutrophierung von Oberflächengewässern und Meeren - Verdrängung von Artengemeinschaften/Bedrohung von Arten - Toxische Wirkungen auf Organismen - Verstärktes Algenwachstum führt zu Sauerstoffmangel und Absterben der meisten Organismen			
Beitrag zum Abbau der stratosphärischen Ozonschicht	x [1)]	x [1)]	x
• Mutagene Wirkung auf die Vegetation durch ultraviolette Strahlung • Gesundheitsgefährdung (erhöhtes Hautkrebsrisiko durch ultraviolette Strahlung)			
Weitere Gesundheitsgefährdungen			
• Vorläuferstoffe für die Bildung von Feinstaub		x	
• Reizung der Atemwege und Begünstigung von Atemwegserkrankungen durch NO_2			

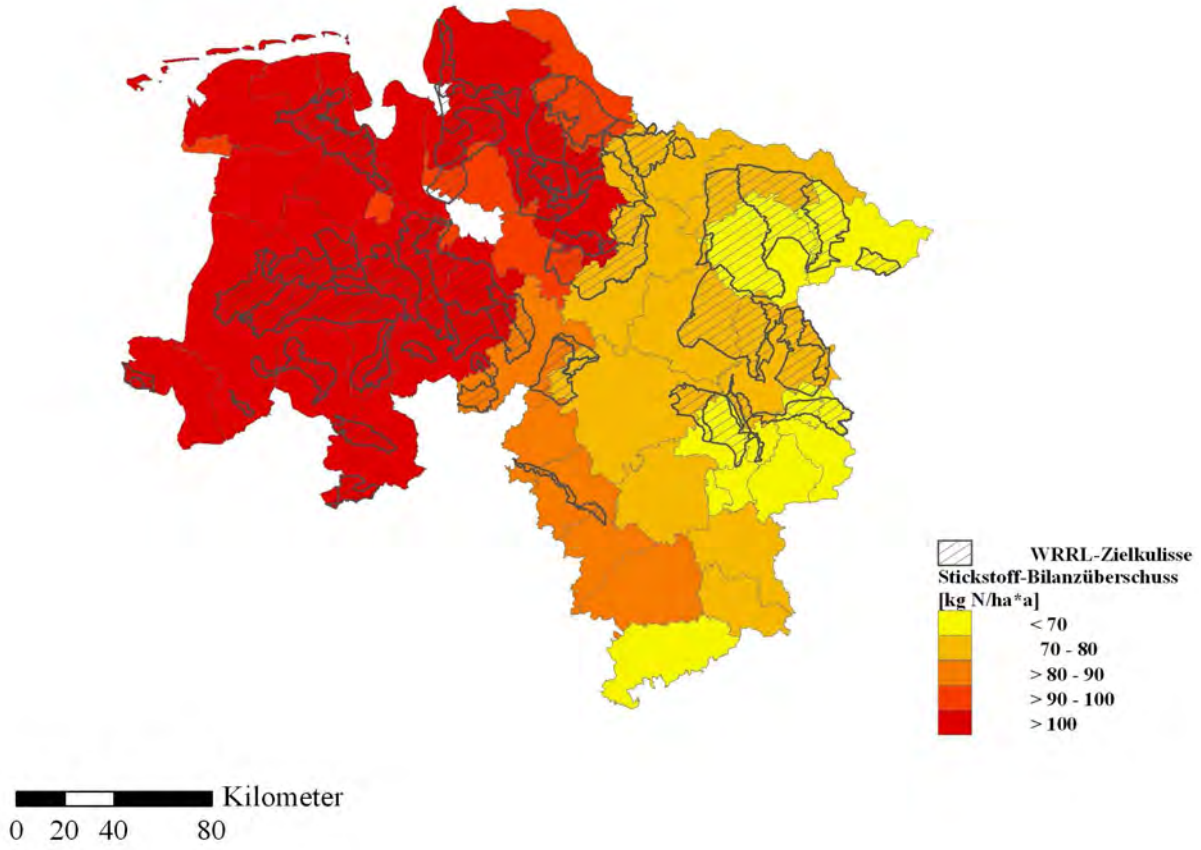
1) Es werden indirekte N_2O-Emissionen verursacht, die den Ozonabbau in der Stratosphäre beeinflussen.
Quelle: Erstellt und erweitert in Anlehnung an UBA (2009).

Potenzial zur THG-Emissionsminderung in Niedersachsen

Regionale Bedeutung (Ist-Zustand) und mögliche Emissionsminderungen

Das Einsparungspotenzial in der N-Düngung im Kontext dieser Maßnahme lässt sich zum einen anhand der N-Bilanz für die gesamte Landwirtschaft in Niedersachsen und zum anderen auf Basis einzelbetrieblicher Nährstoffbilanzen abschätzen. Die folgende Karte (Abbildung 9.1-1) zeigt den N-Flächenbilanzüberschuss nach Abzug von Stall-, Lager- und Ausbringungsverlusten und unter Berücksichtigung von N-Depositionen. Besonders hohe N-Überschüsse traten 2003 demnach aufgrund hoher Viehdichten im Westen Niedersachsen auf. Die Karte bildet zusätzlich die Zielgebiete zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie ab, die aufgrund hoher Nitratbelastungen des Grundwassers ausgewiesen wurden. In diesen Gebieten ergeben sich beim Abbau der N-Überschüsse besonders hohe Synergien mit dem Wasserschutz.

Abbildung 9.1-1: N-Flächenbilanzsalden in Niedersachsen im Jahr 2003 (nach Abzug von Stall-, Lager- und Ausbringungsverlusten und unter Berücksichtigung von N-Depositionen) sowie Zielgebiete gemäß Wasserrahmenrichtlinie.



Quelle: Eigene Darstellung aufbauend auf Schmidt et al. (2007a); Berechnungen auf Basis der Agrarstrukturerhebung, Verwaltungsgrenzen 1:250.000, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie.

Tabelle 9.1-4 zeigt die durchschnittliche N-Flächenbilanz je Hektar landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF) in Niedersachsen für die Jahre 2003 und 2007. Die Zufuhr von Stickstoff ist vor allem aufgrund der Zunahme von Gärresten pflanzlicher Herkunft von 2003 bis 2007 leicht angestiegen, der N-Saldo ist dabei aber wegen steigender N-Abfuhr stabil geblieben. Die durchschnittliche N-Ausnutzung liegt mit unter 50 % sehr niedrig. Besonders niedrig liegt die Ausnutzung der organischen N-Dünger. Die N-Ausnutzung kann durch ein Bündel unterschiedlicher Maßnahmen gesteigert werden. Würde dadurch die N-Ausnutzung um fünf Prozentpunkte erhöht, ergäben sich Einsparungen bei der N-Düngung zwischen 20 und 25 kg N/ha LF.

Tabelle 9.1-4: Durchschnittliche N-Flächenbilanzsalden der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) in Niedersachsen in den Jahren 2003 und 2007

		2003	2007[1)]
Tierische Ausscheidungen	kg N/ha LF	101	101
Gärreste pflanzlicher Herkunft	kg N/ha LF	0	10
Sekundärrohstoffe[2)]	kg N/ha LF	4	7
Grenzüberschreitende Abfallverbringung[3)]	kg N/ha LF	2	2
Legume N-Bindung	kg N/ha LF	10	9
Mineraldünger	kg N/ha LF	121	116
N-Zufuhr insgesamt (vor NH_3-Verlusten)	kg N/ha LF	238	244
N-Abfuhr	kg N/ha LF	116	122
Saldo brutto	kg N/ha LF	122	122
Gasförmige Verluste (NH_3)	kg N/ha LF	40	41
N-Ausnutzung (brutto vor Abzug NH_3-Verluste)[4)]	%	48,9	50,1
N-Ausnutzung tierische Ausscheidungen und Gärreste[5)] (bei Mineraldünger-Ausnutzung 80 %, Leguminosen-N und Sekundärrohstoffe 25 %)	%	15,2	22,9
Mögliche N-Einsparung bei Steigerung der N-Ausnutzung um 5 %-Punkte	kg N/ha LF	22	22

1) Vorläufig.
2) Kompost, Klärschlamm.
3) Wirtschaftsdüngerimporte aus den Niederlanden.
4) Berechnung: N-Abfuhr / N-Zufuhr insgesamt.
5) Berechnung: (N-Abfuhr – Mineraldünger * 0,8 – (Leguminosen-N + Sekundärrohstoffe) * 0,25) / N-Zufuhr aus tierischen Ausscheidungen und Gärresten.
Quelle: Eigene Auswertung aufbauend auf Schmidt et al. (2007a), Haenel et al. (2012, für Ammoniakemissionen) sowie Höper et al. (2012, vorläufige Berechnungen des Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie für 2007).

Minderungspotenzial von Maßnahmen

Eine wichtige Maßnahme zur Verbesserung der N-Produktivität besteht in der Weiterentwicklung der Düngeverordnung (vgl. Kap. 16.2.1). Zentrale, derzeit im Rahmen der Evaluierung der DüV diskutierte Maßnahmen sind:

- eine verpflichtende Dokumentation der Düngeplanung,
- die Einschränkung der Wirtschaftsdüngerausbringung nach Ernte der Hauptkultur auf Ackerflächen (siehe auch Kap. 10.6),
- erhöhte Anforderungen an die Ausbringtechnik und die unverzügliche Einarbeitung zur Vermeidung von Ammoniakverlusten (siehe auch Kap. 10.6),
- eine Senkung der „unvermeidbaren“ Verluste von N-Ausscheidungen bei Weidegang sowie
- die Plausibilisierung der Nährstoffvergleiche besonders in Futterbaubetrieben und eine Beratungspflicht und ggf. weitere Sanktionen bei Überschreitung maximaler N-Salden.

Weitere Verbesserungen der N-Produktivität können durch freiwillige Maßnahmen erreicht werden, z. B. durch eine Verbesserung der Düngeplanung, eine Änderung der Backweizendüngung (vgl. die Abschnitte in diesem Kapitel) sowie durch eine ergebnisorientierte Honorierung oder investive Förderungen (vgl. Kap. 16.2.1).

Die Wirkungen der verschiedenen Maßnahmen überlagern sich. Deshalb ist es problematisch, den einzelnen, technischen oder ergebnisorientierten Maßnahmen genaue Wirkungen zuzuordnen. Auch die Bestimmung einer exakten, kumulativen Gesamtwirkung aller Maßnahmen ist daher mit Unsicherheiten verbunden. Eine Senkung der mittleren N-Salden um 20 kg N/ha und mehr dürfte aber ein realistisches Ziel darstellen.

Dies lässt sich auch an einzelbetrieblichen Bilanzdaten aufzeigen. Da jedoch keine aktuellen, einzelbetrieblichen Bilanzdaten für wissenschaftliche Auswertungen zur Verfügung stehen, sind statistischen Analysen Grenzen gesetzt. Als Anhaltspunkt soll hier eine Studie von OSTERBURG (2007) herangezogen werden, in der die Buchführungsabschlüsse (Wirtschaftsjahre 1999/2000 und 2000/2001) von 29.787 Betrieben aus Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Hessen, Rheinland-Pfalz, Baden-Württemberg, Bayern und Sachsen-Anhalt analysiert wurden (Daten der LandData GmbH, eingeschränkte Repräsentativität). Dabei werden zwei Szenarien betrachtet, bei denen sich die Annahmen nur für die Tierhaltung unterscheiden (in die Auswertung flossen aber alle Betriebstypen ein): I) Annahme hoher tierischer Ausscheidungen ohne Weidehaltung; II) niedrige tierische Ausscheidungen und Weidehaltung im Sommer. Geht man vom maximalen N-Bilanzsaldo nach DüV in Höhe, von 60 kg N - Überschuss/ha aus, ergibt sich in den untersuchten Betrieben nach Szenario I ein Einsparungspotenzial gegenüber den aktuellen Überschüssen von über 20 kg N/ha. Im Szenario II wären es noch etwa 14 kg N-Überschuss/ha. Der Senkungsbedarf konzentriert sich vor allem auf Veredlungsbetriebe und intensive Futterbaubetriebe, wo die Einsparungspotenziale auf 65 kg N/ha (Szenario I) und 50 kg N/ha (Szenario II) steigen. Große Streubreiten zwischen Betrieben gleicher Spezialisierung und Viehdichte zeigen, dass es bei allen Betriebsformen Einsparungspotenziale gibt. Dies ist so zu interpretieren, dass die bisherige N-Ausnutzung in vielen Betrieben unabhängig von der Spezialisierung noch Effizienzreserven aufweist.

Minderungspotenzial der Maßnahme Bestimmung der Backweizenqualität und Optimierung der Qualitätsdüngung

Das Emissionsminderungspotenzial für die verbesserte Bestimmung der Backweizenqualität und Optimierung der Qualitätsdüngung bei Umsetzung in ganz Niedersachsen (s. Tab. 9.1-5) leitet sich aus den im Abschnitt THG-Minderungspotenzial dargestellten Zusammenhängen ab und könnte mithilfe eines Pilotprojektes, das in Kapitel Politikinstrumente beschrieben ist, einer Umsetzung näher gebracht werden. In Niedersachsen könnten jährlich 95.000 bis 188.000 t $CO_{2\text{-Äq.}}$ eingespart werden (bei einer potenziellen Gesamteinsparung von 17,5 kg $CO_{2\text{-Äq}}$./kg N, vgl. Tab. 9.1-2). Diese würde über einen um 5.400 bis 11.000 t verringerten N-Eintrag erreicht werden. Neben dieser direkten Einsparung von N-Dünger und den damit verbundenen Emissionen würde zusätzlich die Gefahr von umwelt-

belastenden N-Überschüssen sinken, die bei einer späten Qualitätsdüngung relativ groß ist. Entsprechend der Ergebnisse zu N-Überschüssen in der Backweizenproduktion (siehe Abschnitt THG-Minderungspotenzial) könnten 2.100 bis 6.400 t N-Überschuss vermieden werden.

Tabelle 9.1-5: Geschätztes, gerundetes Emissionsminderungspotenzial pro Jahr für die Reduzierung der N-Düngung im Backweizenanbau in Niedersachsen

	Minderung der N-Düngung	**Minderung der THG-Emissionen[1)]**
	t N/Jahr	t $CO_{2\text{-Äq.}}$/Jahr
Minimum	5.400	95.000
Maximum	11.000	188.000

1) Emissionsminderung durch Reduzierung direkter und indirekter N_2O-Emissonen sowie von THG-Emissionen durch die Bereitstellung von chemisch-synthetischen N-Dünger (vgl. Tabelle 9.1-2).

Um das unter dem Punkt „Technische Umsetzbarkeit“ dargestellte Minderungspotenzial je Flächeneinheit auf Niedersachsen hochzurechnen, wurde die vereinfachende Annahme gemacht, dass die Qualitätsgabe zu Back- und Brotweizen ausschließlich mit Mineraldünger durchgeführt wird. Es wurde weiterhin auf Grundlage von Expertenaussagen angenommen, dass bei Brot- und Backweizen jeweils der RP-Gehalt um 1 % gesenkt werden könnte. Es wurden die Anbauflächen von A-, B- und EU-Weizen im Durchschnitt der Jahre 2007 bis 2010 zu Grunde gelegt (SELING und LINDHAUER, 2007; SELING und LINDHAUER, 2008; SELING et al., 2009, 2010).

Abbildbarkeit in der Emissionsberichterstattung

Die Minderung von N-Überschüssen bei gleichzeitiger Erhöhung der N-Produktivität ist oft mit der Einsparung von N-Dünger verknüpft. Die damit verbundene Minderung direkter und indirekter N_2O-Emissionen wird in der nationalen Emissionsberichterstattung erfasst. Die Emissionsminderung im Bereich der Bereitstellung von Mineraldünger wird im Falle der innerdeutschen Düngerproduktion erfasst, aber nicht unter dem Sektor Landwirtschaft abgebildet. Veränderungen der N-Produktivität, die sich nicht in einer verminderten N-Düngung niederschlagen, sondern durch höhere Erträge erreicht werden, führen nicht zu einer Reduzierung der Treibhausgasemissionen, sondern der Emissionen pro Produkteinheit. Solche Veränderungen der Produktivität werden in der Emissionsberichterstattung nicht abgebildet.

Fazit

Die Verbesserung der N-Produktivität der Düngung und die Reduzierung von N-Überschüssen sind zentrale Ansatzpunkte für Klimaschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft. Die hier beschriebenen Maßnahmen zur Verbesserung der N-Produktivität durch eine optimierte Düngeplanung, die Verringerung von Sicherheitszuschlägen in der N-Düngung sowie durch die Verringerung der N-Düngung in der Backweizenproduktion haben nicht nur ein erhebliches Potenzial zur Verringerung umwelt- und klimabelastender Emissionen, sondern sie sind auch für den Gewässerschutz von zentraler Bedeutung. Die Emissionsminderung ist sowohl auf die Vermeidung direkter und indirekter N_2O-Emissionen zurückzuführen als auch auf die Einsparung von chemisch-synthetischem N-Dünger, dessen Herstellung mit Treibhausgasemissionen belastet ist. Von besonderer Bedeutung sind Maßnahmen zur Steigerung der N-Produktivität und zur Minderung von N-Überschüssen in Regionen mit intensiver Veredelungswirtschaft, die oft hohe N-Überschüsse aufweisen. Dort sind Maßnahmen zur Emissionsminderung besonders dringlich, weisen aber auch ein großes Emissionsminderungspotenzial auf. Es ist von zentraler Bedeutung, dass die beschriebenen Maßnahmen zur Steigerung der N-Produktivität als Teile einer Gesamtstrategie der Optimierung der N-Produktivität in den Produktionsketten gesehen werden. Im Sinne des Klimaschutzes muss das Ziel sein, die Stickstoffverwertung im Gesamtsystem zu optimieren und unproduktive sowie umweltbelastende N-Verluste in den Produktionsketten zu minimieren. Dies betrifft besonders die Bereiche N-Produktivität der Fütterung (siehe Kap. 10.1 und 10.2), N-Verluste bei der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdünger (siehe Kap. 10.5 und 10.6), sowie die N-Produktivität der mineralischen und organischen N-Düngung (siehe dieses Kap. sowie Kap. 10.6). Nur durch Optimierung der N-Produktivität entlang der gesamten Produktionsketten kann das Potenzial der Emissionsminderung vollständig realisiert werden.

9.2 Einsatz von Präzisionslandbau – Teilflächenspezifische Düngung

Maßnahmenbeschreibung

Die teilflächenspezifische Düngung ist Teil des Präzisionslandbaus („Precision Farming“, „Precision Agriculture“). Dabei wird der Nährstoffbedarf der Pflanzen in Raum und idealerweise auch in der Zeit genauer bestimmt, als es mit herkömmlichen Methoden der Düngerbedarfsermittlung der Fall ist. Die Stickstoffdüngung kann dann bedarfsgerechter erfolgen, wodurch Stickstoffüberschüsse vermieden werden und die Stickstoffproduktivität verbessert wird. Methoden des Präzisionslandbaus können ihr Potenzial besonders dann entfalten, wenn die Bewirtschaftungseinheiten heterogen sind. Einige Methoden sind jedoch auch für homogene Bestände geeignet, um die zeitliche Präzision zu erhöhen, also die richtige Düngermenge zum richtigen Zeitpunkt auszubringen. Durch die Vermeidung von N-Überschüssen und die Verbesserung der Stickstoffproduktivität kann die teilflä-

chenspezifische Düngung zu einer Verringerung der direkten und indirekten N_2O-Emissionen beitragen. Im Falle der Einsparung von Mineraldünger sind weiterhin verringerte Treibhausgasemissionen aus dem vorgelagerten Bereich der Düngemittelherstellung anzurechnen.

Wirkung auf Treibhausgasemissionen

THG-Minderungspotenzial

Es gibt mehrere methodische Ansätze, die teilflächenspezifische Düngung zu ermöglichen und dadurch die Düngung zu präzisieren. Nachfolgend werden die bekanntesten Ansätze kurz beschrieben und ihr Klimaschutzpotenzial bewertet.

Bewertung des Kartenansatzes

Beim Karten-/Offline-Ansatz werden Bewirtschaftungssentscheidungen auf Basis von Ertragspotenzialkarten getroffen. Diese Karten basieren auf historischen Ertragsdaten und Standorteigenschaften, die das Ertragspotenzial mitbestimmen. Basierend auf den differenzierten Ertragspotenzialen, die beim Kartenansatz generiert werden, lassen sich Annahmen treffen, welche Mengen an Dünger für die jeweiligen Teilflächen effizient verwertet werden können. Dadurch können im Prinzip Überschüsse auf ertragsschwachen Teilflächen vermieden werden und das Potenzial von Hochertragsteilflächen besser genutzt werden. Der alleinigen Nutzung von Ertragspotenzialkarten stehen einige Autoren skeptisch bis ablehnend gegenüber (BLACKMORE et al., 2003; EHLERT und THÖLE, 2008; GANDORFER, 2006; SCHNEIDER und WAGNER, 2008; SEHY et al., 2003; SHANAHAN et al., 2008; SPIERTZ, 2010). Dies liegt vor allem daran, dass Erträge von Flächen über die Jahre sehr variabel sein können und eine Mittelung über die Erträge oft keine sichere Prognose darstellt. Zum Beispiel kann ein Mulde dazu führen, dass auf dieser Teilfläche in trockenen Jahren deutlich höhere Erträge als im Rest des Feldes generiert werden, in feuchteren Jahren hingegen deutlich niedrigere. Auch für deutsche Standorte mit Winterweizen, Winterraps und Mais liegen Ergebnisse des Kartenansatzes vor (GANDORFER, 2006; MAIDL, 2009; SEHY et al., 2003; WERNER et al., 2008). Diese zeigen, dass der Kartenansatz zwar zu N-Einsparungen und Produktivitätserhöhungen führen kann, dass die Prognosen jedoch recht unsicher sind und es öfters zu Fehleinschätzungen kommt. Der alleinige Kartenansatz wird daher nicht als gesicherte Maßnahme zur Minderung der Treibhausgasemissionen gewertet.

Bewertung des Sensoransatzes und Sensoren mit Kartenüberlagerung

Beim Sensoren-/Online-Ansatz werden Parameter im Pflanzenbestand gemessen, auf deren Basis Bewirtschaftungsentscheidungen getroffen werden können. Sensortechniken beruhen meist auf optischen Messungen, zum Teil aber auch auf Messungen des Wider-

stands der Pflanzen[4] (EHLERT und THÖLE, 2008) oder Untersuchungen des Pflanzenmaterials. Letzteres ist aber ein Spezialfall, der wegen des Aufwandes nur für kleine oder relative homogene Flächen geeignet ist (SHANAHAN et al., 2008).

Viele Studien bescheinigen dem Sensoransatz auf Basis eigener Versuche und/oder Literaturanalysen ein Potenzial zur Optimierung der Stickstoffdüngung (EHLERT und THÖLE, 2008; LI et al., 2009; OSTERBURG et al., 2007; SCHMIDHALTER et al., 2008; SCHNEIDER und WAGNER, 2008a; SHANAHAN et al., 2008; WERNER et al., 2008), wobei auch auf mögliche Defizite und Probleme hingewiesen wird (MAIDL, 2009; ZILLMANN et al., 2006). So besteht die Gefahr der N-Überdüngung, wenn Stickstoff nicht der ertragsbegrenzende Faktor ist und dies vom Sensorsystem nicht erkannt wird (ZILLMAN et al. 2006). Der Sensoransatz kann auch mit dem Kartenansatz kombiniert werden. OSTERBURG et al. (2007) weisen darauf hin, dass besonders für den Gewässerschutz eine Kartenüberlagerung wichtig ist, um gezielt sensible Bereiche auszusparen.

In Tabelle 9.2-1 sind Ergebnisse über die Ertragswirksamkeit und die Stickstoffproduktivität der teilflächenspezifischen Düngung auf verschiedenen Standorten in Deutschland zusammengefasst. Es zeigt sich, dass bei den Untersuchungen mit einer relativ großen Versuchsanzahl fast durchweg Stickstoffeinsparungen und eine Erhöhung der Stickstoffproduktivität zu verzeichnen sind und sich hieraus ein deutliches Potenzial zur Emissionsminderung ergibt.

[4] Bei der von EHLERT und THÖLE (2008) eingesetzten Technik ist dies der Widerstand, den ein Pendel durch die Masse der Halme, den Biegewiderstand der Halme sowie den Widerstand, der durch die Reibung entsteht, erfährt.

Tabelle 9.2-1: Veränderungen der Stickstoffdüngung von Wintergetreide und Winterraps durch teilflächenspezifische Düngung auf der Basis unterschiedlicher Verfahren (Anwendung von Sensortechnik, Pflanzenwachstumsmodell und Netzansatz) im Vergleich zur undifferenzierten Düngung mit ortsüblichen Mengen und daraus resultierende Veränderung der Treibhausgasemission ((-) zeigt die Einsparung, (+) zeigt keine Einsparung)

Quelle	Anmerkung	Kultur	Veränderung der N-Aufwandmengen	Veränderung der Erträge	Veränderung der N-Produktivität	Treibhausgaseinsparpotenzial
			kg N/ha (Median)	dt/ha	kg N/t Ertrag (Median)	$CO_{2\text{-Äq.}}$/ha [1]
Sensorenansatz						
Ehlert und Thöle, 2008	18 Produktionsversuche in Brandenburg, Sachsen, Sachsen-Anhalt	Wintergetreide	-17	k. A.		-298
Ehlert und Thöle, 2008	18 Streifenversuche in Brandenburg, Sachsen, Sachsen-Anhalt	Wintergetreide	-21	k. A.	-4,0	-368
Werner et al., 2008	6 Versuche in Sachsen-Anhalt, SW-Niedersachsen	Winterweizen u. Winterraps	-19	0,025	-2,5	-333
Maidl, 2009	1 Streifenversuch in Bayern	Winterweizen	7	0,30	0,1	123
Wagner et al., 2005	1 Streifenversuch in Sachsen-Anhalt	Winterweizen	7	0,34	-0,2	123
		Mittelwert des Median nicht gewichtet	-8,6	0,22	-1,7	-151
		Mittelwert des Median gewichtet[2]	**-18**	**0,10**	**-3,4**	**-315**
Einsatz eines Pflanzenwachstumsmodells						
Link et al., 2008	Feldversuch A in Baden-Württemberg	Winterweizen	2	0,45	-1,6	
Link et al., 2008	Feldversuch B in Baden-Württemberg	Winterweizen	-5	-0,08	-2,4	
		Mittelwert	-1,5	0,185	-2,0	-26
Netzansatz						
Wagner et al., 2005	1 Streifenversuch in Sachsen-Anhalt	Winterweizen	-27	0,68	-5,7	
Werner et al., 2008	1 Versuch in Sachsen-Anhalt oder SW-Niedersachsen	Winterweizen	-44	0,10	-10,2	
		Mittelwert	-35,5	0,39	-7,95	-621

1) Basierend auf den Emissionsfaktoren nach IPCC (1996), der Basis der nationalen Emissionsberichterstattung, dem mittleren Mix an chemisch-synthetischen N-Düngern in Deutschland im Jahr 2009 sowie den Daten des Umweltbundesamtes (www.probas.umweltbundesamt.de) (vgl. Tabelle 9.1-2).
2) Gewichtung nach Anzahl der Versuche in den angegebenen Studien.

Bewertung des Einsatzes von Modellen und künstlichen neuronalen Netzen

Modellsysteme sind erforderlich, um die hohe Informationsdichte von Onlineansätzen auszuwerten, sie in Entscheidungsalgorithmen umzusetzen und Bewirtschaftungsempfehlungen abzuleiten. Eine besondere Form, die dem Umgang mit der Komplexität der Informationen Rechnung trägt, sind künstliche neuronale Netze zur automatischen Generierung von Entscheidungsregeln (WAGNER et al., 2005). Sie sollen aus diversen Daten Muster erkennen und Algorithmen, also letztlich auch Modelle, ableiten. Diese Vorgehensweisen werden von einigen Autoren als noch nicht ausgereift aber vielversprechend betrachtet (SCHNEIDER und WAGNER, 2008; SHANAHAN et al., 2008; SPIERTZ, 2010; WAGNER et al., 2005).

Ein Beispiel für den Einsatz eines Pflanzenwachstumsmodells zur teilflächenspezifischen Düngung in Deutschland ist ein Versuch von LINK et al. (2008) in Baden-Württemberg. Sie konnten mit einem relativ einfachen Modell N-Einsparungen erzielen (-1,6 und -2,4 kg N/t Ertrag). Allerdings haben sie dabei die Erträge und das Wetter der vorherigen Jahre gemittelt, unterliegen also derselben Problematik wie Ertragstrendkarten (s. oben). Daher sehen sie selber ein Potenzial darin, das Modell an aktuelle Parameter anzupassen.

SCHNEIDER UND WAGNER (2008) sowie WAGNER et al. (2005) haben Versuche mit künstlichen neuronalen Netzwerken gemacht, bei denen erhebliche Einsparungen erzielt wurden. Im Versuch von 2004/2005 von WAGNER et al. (2005) lagen die Einsparungen pro ha bei 27 kg N und bei 6 kg N/t Winterweizenertrag. Bei Versuchen in 2007 im Kontext des Forschungsprojektes pre agro (WERNER et al., 2008) verzeichneten SCHNEIDER UND WAGNER (2008) Einsparungen von 44 kg N / ha und 10 kg N / t Winterweizenertrag.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die teilflächenspezifische Düngung zu einer Optimierung der Stickstoffdüngung beitragen kann. Die Zusammenstellung der Ergebnisse in Tabelle 9.2-1 weist darauf hin, dass der effizientere Einsatz von Stickstoffdünger im Mittel zu einer Verringerung des N-Eintrags um ca. 18 kg N/ha mit einhergehenden N-Produktivitätssteigerungen um 3,4 kg N/t Getreide geführt hat. Hierdurch können im Mittel 315 kg $CO_{2Äq.}$/ha eingespart werden.

Dauerhaftigkeit/Umkehrbarkeit

Die Emissionsreduktion durch die Reduktion von N-Überschüssen und die Verbesserung der Stickstoffproduktivität ist dauerhaft und nicht umkehrbar.

Potenzielle Verdrängungseffekte

Verdrängungseffekte sind nicht zu erwarten.

Weitere Umweltwirkungen

Die Reduzierung von N-Überschüssen und Verbesserung der Stickstoffproduktivität haben deutlich positive Umweltwirkungen, die in der Maßnahme „Verbesserung der N-Produktivität der Düngung und Reduzierung von N-Überschüssen“ beschrieben sind. Um mit dem Gewässerschutz Synergien zu erzielen, muss darauf geachtet werden, dass in Gewässernähe grundsätzlich auf niedrigem Niveau gedüngt wird, was z. B. beim Sensoransatz durch Kartenüberlagerung mit entsprechenden Düngungsobergrenzen auf gewässernahen Teilflächen gewährleistet werden kann (OSTERBURG et al., 2007).

Potenzial zur THG-Emissionsminderung in Niedersachsen

Regionale Bedeutung (Ist-Zustand) und mögliche Emissionsminderung

Technisch umsetzbar sind Methoden der teilflächenspezifischen Düngung grundsätzlich in vielen Kulturen. Der Großteil der Studien dazu befasst sich jedoch mit Getreide und Raps. Außerdem können Online-Verfahren, für die ein größeres Einsparpotenzial als für Offline-Verfahren identifiziert wurde, nur bei Kulturen angewandt werden, bei denen in den Bestand gedüngt wird. Die Methoden sind nur für Mineraldünger ausgereift, nicht für Wirtschaftsdünger.

Die Akzeptanz für den Präzisionslandbau in Deutschland wurde von REICHARDT und JÜRGENS (2009), REICHARDT et al. (2009) untersucht. Sie befragten Landwirte, Berater, Lehrer und Industrievertreter. Die Studien zeigen, dass zwischen 6,7 und 11 % der Landwirte Methoden des Präzisionslandbaus bereits anwendeten. Dabei wurde die teilflächenspezifische Düngung zwar seltener genannt, häufiger die Datensammlung, z. B. GPS-unterstützte Landvermessung und Bodenbeprobungen. Dies wurde aber als eine Einstiegsphase identifiziert, die später auch zu teilflächenspezifischem Betriebsmitteleinsatz führen kann. Die Betriebsgröße der Anwender betrug im Median 250 ha. Allerdings war die Betriebsgröße der Anfänger und der die Anwendung in der Zukunft Planenden zwischen 100 und 200 ha. Die meisten Landwirte möchten ihre eigenen Maschinen besitzen oder Lohnunternehmen beauftragen. Hingegen sind Kooperationen zwischen Landwirten seltener.

Bei einer Abschätzung des aktuellen Umsetzungspotenzials für Niedersachsen können aus den vorgenannten Gründen die Annahmen getroffen werden, dass nur Betriebe mit mindestens 100 ha Ackerland und weniger als 0,5 Großvieheinheiten die Technik übernehmen würden und dort nur auf den Getreide- und Rapsflächen anwenden würden. Dies beträfe rund 40 % der Weizen- und Rapsflächen und 20 % der Flächen anderer Getreide und entspräche einer Fläche von rund 240.000 ha. Bei einer angenommenen Einsparung von 18 kg N/ha wären dies rund 4.330 t N aus Mineraldünger, also rund 76.000 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/Jahr. Das praktische Umsetzungspotential hängt jedoch auch von den einzelbetrieblichen Kosten und den politischen Umsetzungsinstrumenten ab. Würden beispielsweise 10 % der be-

troffenen Landwirte die teilflächenspezifische Düngung annehmen, könnten jährlich etwa 7.600 t $CO_{2\text{-Äq}}$ eingespart werden.

Abbildbarkeit in der Emissionsberichterstattung

Die Einsparung von N-Mineraldünger wird in der nationalen Emissionsberichterstattung erfasst. Sie wirkt sich emissionsmindernd aus. Veränderungen der N-Produktivität werden derzeit nicht abgebildet.

Fazit

Die Ergebnisse in Tabelle 9.2-1 zeigen, dass durch die Einsparung von N-Mineraldünger infolge der teilspezifischen Düngung deutliche THG-Einsparpotentiale sowohl in der Düngemittelbereitstellung als auch im Bereich der direkten und indirekten N_2O-Emissionen nach der Düngung möglich sind. Feldversuche weisen auf ein mittleres Einsparpotenzial von ca. 18 kg N/ha und damit 315 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha hin.

9.3 Hemmung der Nitratbildung durch Nitrifikationshemmstoffe oder CULTAN-Düngung

Maßnahmenbeschreibung

Die Nitratverfügbarkeit in Böden ist ein entscheidender Faktor für die Höhe der N_2O-Emission (RUSER et al., 2001). Einerseits ist die mikrobielle Nitratreduktion im Zuge der Denitrifikation eine wesentliche Ursache für erhöhte N_2O-Emissionsraten aus Böden nach der Ausbringung mineralischer und organischer N-Dünger und andererseits begünstigt die Auswaschung von Nitrat die Entstehung indirekter N_2O-Emissionen (IPCC, 2006). Weiterhin kann auch im Zuge der Nitratbildung (Nitrifikation) N_2O freigesetzt werden. Als ein möglicher Ansatz zur Reduktion direkter und indirekter N_2O-Emissionen wird daher die Hemmung der Nitratbildung im Boden durch den Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren (NI) oder N-Düngeverfahren mit nitrifikationshemmender Wirkung (z. B. CULTAN-Verfahren) in Verbindung mit der Anwendung NH_4-haltiger Düngemittel diskutiert. Die ursprüngliche Zielsetzung der Entwicklung dieser Dünger war die Verringerung der N-Auswaschung, da Ammonium im Gegensatz zum Nitrat an der Bodenmatrix sorbiert wird.

Die Wirkungsweise der **Nitrifikationsinhibitoren** beruht auf der Hemmung der mikrobiellen Oxidation von Ammonium respektive Ammoniak durch Nitrosomas spp. über verschiedene Zwischenstufen zum Nitrit, welches durch Nitrobacter spp. in einem weiteren Reaktionsschritt zum Nitrat oxidiert wird (SUBBARAO et al., 2006; WEISKE et al., 2002). Die Nitratbildung nach Zugabe von NH_4-haltigen Düngemitteln wird in Abhängigkeit der

Temperatur um mehrere Wochen verzögert und hohe Nitratgehalte nach der Düngung werden vermieden. Nitrifikationsinhibitoren finden sowohl Einsatz in der mineralischen Düngung in flüssiger und granulierter Form als auch in der Flüssigmistdüngung oder der Düngung mit Biogasgülle. Auch auf Weideflächen besteht im Prinzip die Möglichkeit, N_2O-Emissionen aus Urinstellen durch Applikation von NI, auch in Kombination mit Ureasehemmstoffen, zu verringern (SMITH et al., 2008). NI-haltige Dünger sind in Deutschland unter den Handelsbezeichnungen „Entec-Dünger“, „Alzon“ und „Piadin“-Dünger bekannt. Laut DÜNGEMITTELVERORDNUNG (2008) sind folgende Nitrifikationshemmstoffe zulässig: Dicyandiamid (DCD); ein Gemisch aus DCD und Ammoniumthiosulfat; ein Gemisch aus DCD und 3-Methylpyrazol; ein Gemisch aus DCD und 1 H-1,2,4-Triazol; 3,4-Dimethylpyrazolphosphat (DMPP) und ein Gemisch aus 1H-1,2,4-Triazol und 3-Methylpyrazol.

Bei der NH_4-Depotdüngung im **CULTAN-Verfahren** (Controlled Uptake Long Term Ammonium Nutrition) wird nitratfreie Düngerlösung mit einem hohen Anteil an Ammonium wie Ammoniakstarkwasser oder Harnstoff-/Ammoniumsulfat-Lösung (HAS-Lösung) mittels einer speziellen Form der Düngerinjektion bzw. platzierten Düngung ausgebracht. Diese zeichnet sich dadurch aus, dass im Boden durch spezielle Schare und Techniken Ammoniumdüngemittel punkt- oder linienförmig in den Wurzelraum als hochkonzentrierte Depots angelegt werden. Aufgrund der hohen NH_4-Konzentration in den Depots wird sowohl die Nitrifikation als auch das Wurzelwachstum gehemmt. Die Wurzeln der Pflanzen wachsen gezielt zu den Grenzflächen des Depots (hier wirken die NH_4-Depots nicht mehr toxisch) und nehmen das NH_4 auf. Zum Ende der Vegetationszeit sind die NH_4-Depots im optimalen Fall aufgebraucht. Durch die Hemmung der Nitrifikation und damit auch der Denitrifikation sowie der Nitratauswaschung wird angenommen, dass sowohl die direkten als auch die indirekten N_2O-Emissionen im Vergleich zur konventionellen breitflächigen Düngung verringert sind.

Wirkung auf Treibhausgasemissionen

THG-Minderungspotenzial

Bewertung von Nitrifikationsinhibitoren

Zahlreiche Studien zeigen, dass Nitrifikationsinhibitoren in Kombination mit NH_4-haltigen oder NH_4-bildenden Düngern zur Verminderung von N_2O- Emissionen nach der N-Düngung beitragen und auch zu einer Reduktion der gesamten N_2O-Freisetzung während der Vegetationsperiode führen können (AKIYAMA et al., 2010; BREMNER et al., 1981; BRONSON et al., 1992; DITTERT et al., 2001; HADI et al., 2008; LINZMEIER et al., 2001; MCTAGGART et al., 1997; MERINO et al., 2005; SNYDER et al., 2009; WEISKE, 2001; WOLT, 2004; ZAMAN et al., 2008).

Die Wirksamkeit der NI wird durch verschiedene Faktoren beeinflusst. Dabei spielen chemische und physikalische Bodeneigenschaften (Wassergehalt, pH-Wert, organische Bodensubstanz, Bodenart), sowie Temperatur eine entscheidende Rolle (SUBBARAO et al., 2006; WEISKE, 2001).

Das N_2O-Minderungspotenzial von NI ist sehr variabel. Es wird durch das N_2O-Emissionsniveau des Standorts und die Versuchsdauer, aber auch durch die eingesetzte Düngerart und -form und Art des Nitrifikationshemmstoffes sowie der gedüngten Kulturart beeinflusst. Entsprechend variieren Angaben zum N_2O-Emissionsminderungspotenzial durch den Einsatz von NI zwischen 0 bis 97 % (BREMNER et al., 1981; BRONSON et al., 1992; DITTERT et al., 2001; HADI et al., 2008; LINZMEIER et al., 2001; MCTAGGART et al., 1997; MENENDEZ et al., 2006; MERINO et al., 2005; PARKIN und HATFIELD, 2010; WEISKE, 2001; WOLT, 2004; ZAMAN et al., 2008). Eine umfassende Literaturauswertung zur Wirkung von NI auf die Emissionen von N_2O wurde kürzlich von AKIYAMA et al. (2010) erstellt. Basierend auf 85 Studien in unterschiedlichen Ländern fanden sie eine mittlere N_2O-Emissionsminderung von ca. 35 %. Die Dauer der ausgewerteten Versuche war sehr unterschiedlich und variierte zwischen 21 und 365 Tagen.

NI können auch über eine verminderte Applikationshäufigkeit von N-Düngern (z. B. möglicher Verzicht auf die dritte N-Gabe bei Getreide durch eine nachhaltigere Düngerwirkung) einen Beitrag zum Klimaschutz leisten, da im Zuge des geringeren maschinellen Einsatzes Diesel und CO_2-Emissionen eingespart werden (GUTSER, 1999; LINZMEIER, et al. 2001; PASDA et al., 2001; SNYDER et al., 2009; WEISKE, 2007). Bei Einsparung einer Überfahrt liegt die Emissionsminderung bei 2,5 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha[5]. Nachteil bei höheren N-Gaben verteilt auf eine geringere Anzahl von Düngergaben kann jedoch eine ineffizientere Nutzung des Stickstoffs z. B. auf Grund andauernder Sommertrockenheit sein, wenn unvorhergesehen ungünstige Wachstumsfaktoren herrschen und der verfügbare Stickstoff nicht von den Pflanzen in vollem Umfang benötigt wird.

Die Einsparung einer Teilgabe impliziert jedoch nicht zwangsläufig die Reduzierung der N-Aufwandmenge, da lediglich die NH_4-Phase durch den Zusatz von Nitrifikationsinhibitoren verlängert wird und der Pflanze länger zur Verfügung steht. Fraglich ist jedoch, ob auch eine effektivere Ausnutzung des Dünger-N durch die Pflanzen infolge des NI-Einsatzes und damit eine Verringerung der N-Aufwandmenge möglich ist. Dies würde die THG-Emissionen im Zuge der Bereitstellung des N-Düngers als auch die Emissionen nach der Düngerausbringung verringern. Es gibt bisher jedoch keine Langzeitstudien, die belegen, dass die N-Aufwandmengen in Fruchtfolgen bei Einsatz von NI verringert werden

[5] Annahme der Berechnung: Kulturart: Winterweizen - Brotweizen, wendende Bodenbearbeitung, gezogene Saatbettbereitung, konventionelle Bewirtschaftung, Schlaggröße 2 ha, Ertragsniveau mittel, mittlerer Boden, 67-kW-Mechanisierung, Hof-Feld-Entfernung 2 km (KTBL, 2010), EF für Dieseleinsparung nach (LFU, 2010).

können. Auch die Ergebnisse zur Ertragswirksamkeit von NI variieren sehr stark und lassen keine eindeutige Bewertung zu (WOLT, 2004).

Das Fehlen von Langzeitstudien, die im Jahresverlauf auch Frost-/Tau-Zyklen bei den Messungen berücksichtigen und somit die ganzjährige Wirkung von NI auf die N_2O-Emission in der gesamten Fruchtfolge abbilden, ist ein entscheidender Unsicherheitsfaktor für die Bewertung der Klimawirksamkeit von NI (RUSER et al., 2008). Die Minderung der Emission während der Vegetationszeit ist für eine gesicherte Bewertung der Klimawirksamkeit unzureichend, da auch die Emissionen nach der Ernte und über Winter erheblichen Einfluss auf die N_2O-Gesamtemission haben können (FLESSA et al., 1995). Es ist daher unsicher, ob und in welchem Maße NI zu Verringerung der N_2O-Emission in der Fruchtfolge führen. Im Sinne des Klimaschutzes sollte das Potenzial zur Einsparung von N-Dünger durch den Einsatz von NI für unterschiedliche Standorte geklärt werden.

Allerdings kann die verminderte Auswaschung von Nitrat durch Anwendung von NI (belegt in „Weitere Umweltwirkungen“) die THG-Bilanz positiv beeinflussen.

In einigen Studien wurde untersucht, ob die Aufnahme von atmosphärischem CH_4 durch methanotrophe Bodenbakterien durch die Anwendung von NI beeinträchtigt wird (SNYDER et al., 2009; WEISKE, 2001). Die Ergebnisse hierzu sind nicht eindeutig. Generell ist die Aufnahmerate von atmosphärischem Methan in Agrarböden gering und von untergeordneter Bedeutung für die THG-Bilanz.

Neben dem Einsatz von NI wird auch der Einsatz von Ureasehemmstoffen als Zusatz zu harnstoffbasierten Düngemitteln zur Minderung der NH_3-Emission und als sekundärer Effekt zur Minderung von indirekten N_2O-Emissionen diskutiert. Um die erhöhte Ammoniakfreisetzung bei der Ausbringung von Harnstoffdüngern zu vermeiden, können Ureasehemmstoffe eingesetzt werden, die die Umsetzung von Harnstoff in NH_3 und NH_4 hemmen. Außerdem ist der Einsatz von harnstoffbasierten Langzeitdüngern wie beispielsweise der sogenannten Polymer-beschichteten Harnstoffdünger (ESN-Düngern) möglich, der durch eine verlangsamte Umsetzung des Harnstoffs die Freisetzung von Ammoniak vermindert soll. Es gibt Tendenzen, dass diese Hemmstoffe bzw. harnstoffbasierten Langzeitdünger nicht nur die Ammoniakentstehung reduzieren, sondern ebenfalls reduzierend auf die Lachgasfreisetzung wirken (AKIYAMA et al., 2010; DOBBIE und SMITH, 2003; HALVORSON et al., 2010; HYATT et al., 2010; ZAMAN et al., 2009). Jedoch fehlen auch hier Langzeitstudien, die eine deutliche Reduzierung der N_2O-Emissionen belegen.

Bewertung des CULTAN-Verfahrens

Durch die nitrifikationshemmende Wirkung des CULTAN-Verfahrens wird ebenfalls erwartet, dass N_2O-Emissionen reduziert werden, wenn keine nitrathaltigen Dünger eingesetzt werden. Die wenigen Ergebnisse, die bisher zur Wirkung des CULTAN-Verfahrens

auf die N_2O-Emission vorliegen, lassen keine gesicherte Bewertung der Klimawirksamkeit zu. RUSER et al. (2010) stellten bei der Verwendung eines nitrathaltigen Düngers (Ammonsulfatsalpeter) keine Verringerung der N_2O-Emission fest. Da die Injektionsbereiche in diesem Fall auch Nitrat enthielten, lassen sich die Ergebnisse nicht auf das eigentliche CULTAN-Verfahren übertragen. KESENHEIMER (unveröffentlicht) konnte bei der Verwendung von nitratfreiem Dünger (schwefelsaurer Ammoniak) keine Reduzierung der N_2O-Emission durch das CULTAN-Verfahren nachweisen.

Aufgrund der einmaligen Gabe des NH_4-Depots im Frühjahr, die in Abhängigkeit der Kulturart mit anderen Arbeitsgängen wie Saat und Pflege kombiniert werden kann, ergeben sich Einsparungen an Arbeitsgängen und entsprechend an Kraftstoffverbrauch. Unter der Annahme, dass „konservierende Bodenbearbeitung und CULTAN“ kombiniert werden, ergibt sich eine Emissionsminderung durch den geringeren Dieselverbrauch von rund 7,8 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha und Jahr.[6]

Mehrere Studien weisen darauf hin, dass die N-Produktivität der Düngung durch das CULTAN-Verfahren verbessert werden kann (Literatur in SPIESS et al., 2006). Auch gibt es Hinweise, dass durch eine bessere Verwertung der N-Düngung die N-Aufwandmengen um 20 bis 25 % ohne Ertragseinbußen verringert werden können (KÜCKE, 2001; REINHARD et al., 2010; RICHTER, 2009). In diesen Fällen ergibt sich eine deutliche Verringerung der THG-Emissionen, da sowohl die THG-Emissionen im Zuge der Bereitstellung des N-Düngers als auch die direkten und indirekten N_2O-Emissionen durch die Düngerausbringung verringert werden. Eine Verringerung der N-Düngung von Winterweizen um 20 % von 190 kg N/ha auf 152 kg N/ha ergäbe nach IPCC (1996) unter Berücksichtigung der Emissionen, die bei der Düngemittelbereitstellung entstehen (vgl. Tabelle 9.1-2), eine mittlere Emissionsminderung von rund 665 kg $CO_{2\text{Äq.}}$/ha und Jahr.

Positive Effekte können auf sandigen Standorten auch durch eine Verringerung der Nitratauswaschung erreicht werden. Das CULTAN-Verfahren gilt als geeignete Maßnahme in Verbindung mit einer Reduzierung der N-Aufwandmenge zur Minimierung der Nitratauswaschung und zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie besonders auf leichten Standorten. Das CULTAN-Verfahren wird im Rahmen der freiwilligen Vereinbarungen im Trinkwasserschutz in Niedersachsen gefördert.

Insgesamt lässt sich festhalten, dass die beschriebenen Verfahren zur Hemmung der Nitratbildung ein Minderungspotenzial der THG-Emissionen aufweisen können. Dies ist besonders dann der Fall, wenn die N-Aufwandmengen ohne Ertragseinbußen durch die ver-

---

[6] Annahme der Berechnung: Kulturart: Winterweizen – Brotweizen, nicht wendende Bodenbearbeitung, Kreiseleggensaat, konventionelle Bewirtschaftung, Schlaggröße 2 ha, Ertragsniveau mittel, mittlerer Boden, 67-kW-Mechanisierung, Hof-Feld-Entfernung 2 km (KTBL, 2010); EF für Dieseleinsparung nach (LFU, 2010).

besserte N-Produktivität verringert werden. Für eine gesicherte Bewertung der Emissionsminderung im Jahresverlauf sind jedoch sowohl für NI- als auch für CULTAN-Versuche erforderlich, die nicht nur Kurzzeiteffekte abbilden, sondern in Fruchtfolgen ganzjährig Emissionsbilanzen erfassen und analysieren. Aufgrund fehlender Studien, die dieser Anforderung gerecht werden, und der daraus resultierenden Unsicherheit bei der Bewertung der Klimawirksamkeit von stabilisierten N-Düngern wird derzeit in den IPCC-Richtlinien zur Emissionsberichterstattung (IPCC, 2006) nicht zwischen konventioneller Düngung und dem Einsatz von N-stabilisierten Düngern bzw. Düngeverfahren unterschieden. Die Unsicherheit der Bewertung der Klimawirksamkeit stabilisierter N-Düngern spiegelt sich auch in ihrer sehr kontroversen Bewertung in unterschiedlichen Ländern wider. In der aktuellen Studie „Greenhouse gas mitigation potential of agricultural land management in the United States“ (EAGLE, 2010) kommen die Autoren ebenfalls zu dem Fazit, dass für eine gesicherte Bewertung Langzeitstudien an unterschiedlichen Standorten fehlen. Hingegen sehen DE KLEIN et al. (2010) und LUO et al. (2010), die sich überwiegend auf eigene Arbeiten in Neuseeland stützen, in der Anwendung von NI in viehhaltenden Betrieben eine gesicherte und effiziente Option zur Verringerung der N_2O-Emission. Generell ist festzustellen, dass NI keinen nachhaltigen Lösungsansatz zur Minderung von Emissionen darstellen, die durch N-Überschüsse im Produktionsprozess verursacht werden. Ihr Potenzial liegt vielmehr im Bereich der Verbesserung der N-Effizienz und der damit verbundenen Möglichkeit der Verringerung der N-Aufwandmengen.

Eine gesicherte THG-Einsparung wird im Falle der Verringerung der N-Aufwandmengen sowie durch Einsparungen im Bereich des Dieselverbrauchs erzielt.

Dauerhaftigkeit/Umkehrbarkeit

Sollte sich durch die Anwendung von Nitrifikationshemmern oder dem CULTAN-Verfahren eine Verbesserung der N-Produktivität und/oder die Möglichkeit zur Reduktion der N-Aufwandmenge ergeben, ist dies ein unmittelbarer Beitrag zum Klimaschutz. Wird die Anwendung eingestellt oder tritt eine Anpassung der Mikrobengemeinschaft an den Hemmstoff auf, endet die Klimaschutzwirkung.

Potenzielle Verdrängungseffekte

Unter der Annahme, dass durch Einsatz von NI und des CULTAN-Verfahrens keine Ertragseinbußen stattfinden, können Verdrängungseffekte ausgeschlossen werden.

Weitere Umweltwirkungen

Nitrifikationsinhibitoren sollten keine negativen Einflüsse auf andere Mikroorganismen haben, da sie eine temporäre, spezifische und bakterienhemmende und keine bakterizide

Wirkung aufweisen (WEISKE, 2007; WOZNIAK et al., 2002). Einige NI, wie beispielsweise Nitrapyrin, sind jedoch in Deutschland verboten, da nicht auszuschließen ist, dass sie negative Nebenwirkungen auf andere Mikroorganismengruppen haben (BOECKX et al., 1998; BRONSON und MOSIER, 1994). In den USA ist Nitrapyrin jedoch erlaubt und wird weit verbreitet eingesetzt. Eine phytotoxische Wirkung von DCD in hohen Gaben wird von SUBBARO et al. (2006) beschrieben.

Die verminderte Nitratauswaschung durch den Einsatz von Nitrifikationshemmstoffen wird durch mehrere Studien belegt (DIEZ-LOPEZ et al., 2008; LI et al., 2008; LINZMEIER et al., 1999; ZAMAN und BLENNERHASSETT, 2010; ZERULLA et al., 2001).

Das CULTAN-Verfahren ist unter Berücksichtigung einer verminderten N-Aufwandmenge, besonders aus Sicht des Trinkwasserschutzes, interessant. Aus diesem Grund wurde CULTAN auch in das Förderprogramm der freiwilligen Vereinbarungen im Trinkwasserschutz in Niedersachsen aufgenommen und als geeignete Maßnahme zur Minimierung der Nitratauswaschungen für den Trinkwasserschutz und zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie beschrieben (OSTERBURG und RUNGE, 2007).

Fazit

Nitrifikationshemmende Verfahren mit dem Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren versprechen infolge der Auswertung der Literatur ein zeitlich begrenztes Vermeidungspotenzial für treibhausrelevante Gase. Ihr Einsatz muss jedoch auf annueller Basis für unterschiedliche Standorte in Deutschland und in ganzjährigen Fruchtfolgen überprüft werden, um ganzjährige Emissionsbilanzen erfassen und analysieren zu können. Außerdem müssen negative Auswirkungen auf anderen Mikroorganismen ausgeschlossen werden können. Für CULTAN-Verfahren selbst gibt es bisher noch keine belastbaren Daten zur Reduzierung von treibhausrelevanten Emissionen. Sobald der Einsatz des CULTAN-Verfahrens eine Einsparung der Düngeraufwandmenge zur Folge hat, ist von einer Reduzierung der Emissionen zur Herstellung der mineralischen N-Düngemittel auszugehen. In diesem Fall kann das Verfahren als Klimaschutzmaßnahme empfohlen werden. Aufgrund der unzureichenden Datengrundlage (fehlende Langzeitversuche) wird der Einsatz von Nitrifikationshemmstoffen in dieser Studie nicht als ausreichend gesicherte und wirksame Klimaschutzmaßnahme gewertet. In diesem Punkt besteht dringender Forschungsbedarf.

9.4 Optimierung der Ausbringung von chemisch-synthetischen N-Düngern: Wahl der Düngerform, des Düngezeitpunkts und der Ausbringtechnik

Maßnahmenbeschreibung

Zu den wichtigsten Ursachen der Treibhausgasemission aus der Landwirtschaft zählt der Einsatz von chemisch-synthetischen Stickstoffdüngern. Ihre Anwendung ist verbunden mit direkten N_2O-Emissionen aus den gedüngten Böden, indirekten N_2O-Emissionen, die eine Folge des Austrags reaktiver Stickstoffverbindungen wie Nitrat und Ammoniak sind sowie Emissionen, die im Zuge der Herstellung und des Transports der Düngemittel auftreten. Mehrere Untersuchungen weisen darauf hin, dass die Höhe direkter und indirekter N_2O-Emissionen nicht nur von der Höhe des N-Eintrags abhängt, sondern auch durch weitere Faktoren wie der Düngerform, dem Ausbringungszeitpunkt und der Ausbringungstechnik. Im Rahmen dieser Maßnahmenbeschreibung wird die Frage analysiert, ob durch die Wahl der Düngerform sowie durch den Düngezeitpunkt und die Düngetechnik gesicherte und quantifizierbare Klimaschutzbeiträge erzielt werden können.

Die Bedeutung der Vermeidung von N-Überschüssen sowie der Hemmung der Nitratbildung im Kontext des Klimaschutzes wird in gesonderten Kapiteln (vgl. Kap. 9.1 und 9.3) bewertet.

Wirkung auf Treibhausgasemissionen

THG-Minderungspotenzial

Einfluss der Düngerform

Bei der Bewertung der Klimawirksamkeit unterschiedlicher Düngerformen sind sowohl direkte und indirekte N_2O-Emissionen als Folge der Ausbringung als auch Treibhausgasemissionen aus dem vorgelagerten Bereich (Düngerherstellung, Transport) zu berücksichtigen.

Die Herstellung von chemisch-synthetischen Stickstoffdüngemitteln ist ein energieintensiver Prozess, bei dem erhebliche Treibhausgasemissionen auftreten. Angaben über Emissionshöhen pro Kilogramm N-Dünger variieren erheblich in Abhängigkeit der betrachteten Systemgrenzen, der Energieeffizienz des Produktionsverfahrens sowie der Verfügbarkeit moderner Technik zur Emissionsminderung. Für die Herstellung von chemisch-synthetischen N-Düngern wird im Durchschnitt beispielsweise von Emissionen von 7,5 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/kg N ausgegangen (www.probas.umweltbundesamt.de). Allerdings variieren die Herstellungsemissionen in Abhängigkeit der Düngerart erheblich (IFA, 2009; WOOD und COWIE, 2004). Der CO_2-Fußabdruck der Herstellung verschiedener Düngerformen unter-

scheidet sich in erster Linie im spezifischen Energiebedarf der Syntheseschritte sowie der N_2O-Emission im Zuge der Salpetersäureproduktion (für nitrathaltige Dünger). Harnstoffdünger weisen relativ hohe CO_2-Emissionen auf (einschließlich der Freisetzung des fossilen Kohlenstoffs im Harnstoff), ihre Herstellung verursacht im Gegensatz zu nitrathaltigen Düngern jedoch keine N_2O-Emission (SKW, 2011). Die große Spannweite von berichteten Emissionen zeigt, dass der Stand und die Effizienz der Anlagentechnik (Einsatz unterschiedlicher fossiler Energieträger, Energieeffizienz, N_2O-Minderungstechnik) letztlich in vielen Fällen entscheidender sind für die Treibhausgasemission als die produzierte Düngerform.

Nach den Richtlinien des IPCC (1996, 2006) werden die direkten N_2O-Emissionen aus der N-Düngung hauptsächlich durch die ausgebrachte N-Menge bestimmt. Differenzierungen zwischen den Düngerformen ergeben sich in erster Linie aus unterschiedlichen NH_3-Verlusten, die den N-Eintrag verringern. Nach IPCC (1996) werden im Mittel 1,25 % (0,25 bis 2,25 %) des N-Eintrags direkt als N_2O-N emittiert. Die neueren IPCC-Richtlinien von 2006 gehen von einer mittleren N_2O-N Emission von 1 % (0,3 bis 3 %) des N-Eintrags aus. Die Annahme eines einheitlichen Emissionsfaktors wird durch mehrere Studien gestützt.

STEHFEST und BOUWMAN (2006) haben in ihrer umfassenden Auswertung von Studien zur N_2O-Emission festgestellt, dass bei einer Angleichung der Studien in Bezug auf Ausbringmenge, Kultur, Klima, organischen Bodenkohlenstoff, pH-Wert und Dauer der Experimente kaum noch Unterschiede zwischen den Düngerformen zu finden waren. Zu einem ähnlichen Ergebnis kommt auch RUSER (2010), der zumindest für in Deutschland übliche Praxisbedingungen derzeit kein Minderungspotenzial durch die Wahl der Düngerform sieht. Auch SNYDER et al. (2009) kommen zu dem Schluss, dass diesbezüglich (noch) keine eindeutigen Aussagen gemacht werden können.

Deutliche Unterschiede zwischen den Düngerformen gibt es hinsichtlich der Emission von Ammoniak. Harnstoffhaltige Dünger weisen deutlich höhere Ammoniakemissionsfaktoren auf als Stickstoffdünger auf der Basis von Nitrat und Ammonium. Nach den EMEP-Richtwerten *(European Monitoring and Evaluation Programme)* von 2009 betragen die NH_3-Emissionen in kg NH_3/kg N-Eintrag bei einer Temperatur von 10° C rund 0,142 für Harnstoff, 0,017 für Ammoniumsulfat und 0,007 für reine Nitratdünger (EMEP, 2009). Die Zusammenstellung von SCHMIDHALTER et al. (2010) zeigt, dass bei harnstoffhaltigen Düngern deutlich höhere, aber auch niedrigere Emissionsfaktoren möglich sind als die EMEP-Richtwerte und dass eine stärkere Differenzierung von Emissionsfaktoren für Harnstoff erforderlich ist. Der steigende Einsatz harnstoffhaltiger Dünger trägt erheblich zu den NH_3-Emissionen aus der Landwirtschaft bei (siehe Kap. 2). Über die Stickstoffdeposition induzieren NH_3-Emissionen indirekt die Bildung und Emission des Treibhausgases N_2O. Weiterhin können die umweltbelastenden NH_3-Emissionen auch die Düngeeffizienz mindern. Dies würde einen Ausgleich durch eine erhöhte Düngung erfordern und

weitere Treibhausgasemissionen zur Folge haben. Zur Stickstoffeffizienz der Harnstoffdüngung im Vergleich mit anderen Düngerformen sind unterschiedliche Versuchsergebnisse in der Literatur zu finden. Vergleichende Düngungsversuche der Landwirtschaftskammer Niedersachsen mit Harnstoff und Kalkammonsalpeter (KAS) ergaben keine Ertragsunterschiede (BAUMGÄRTEL, 2010). Im Gegensatz dazu fanden DAMPNEY et al. (2006) in Feldversuchen heraus, dass bei Harnstoffdünger die optimale N-Düngung um 20 % höher war als bei Ammoniumnitratdünger (AN). Diese Unterschiede waren aber in regenreicheren Zeiten nicht konsistent, was auf witterungsbedingt verringerte Ammoniakemissionen zurückgeführt wurde. In Langzeitversuchen in Freising-Weihenstephan (1980 bis 2010) ergaben sich aus dem Einsatz von harnstoffhaltigen Düngern nur geringfügig geringere Erträge (1 bis 4 % Ertragsminderung) als bei Düngung mit KAS (SCHMIDHALTER et al., 2008). In den letzten Jahren sollen diese Unterschiede durch optimierte Applikationstechniken von AHL aber ausgeglichen worden sein. Dies würde darauf hinweisen, dass bei sachgerechter Anwendung die Verluste durch NH_3-Emissionen minimiert werden können. Der Einsatz von Ureaseinhibitoren bietet eine zusätzliche Möglichkeit, die NH_3-Emission aus harnstoffhaltigen Düngern zu verringern. Durch den Einsatz von Ureaseinhibitoren (UI) konnten bei den Versuchen in Weihenstephan auf Ackerland 40 % und auf Grünland 80 % der Ammoniakemissionen vermieden werden (SCHMIDHALTER et al., 2008). Bei den Versuchen von DEFRA (DAMPNEY et al., 2006) konnte die optimale N-Düngermenge durch Einsatz von UI auf 10 % über dem Wert für AN reduziert werden.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass nach dem derzeitigen Kenntnisstand die Düngerform keinen entscheidenden Einfluss auf die Höhe der direkten N_2O-Emission hat. Entscheidend sind hier unabhängig von der Düngerform die Höhe der Düngung, die Vermeidung von N-Überschüssen und die Steigerung der N-Effizienz (vgl. Maßnahme „Verbesserung der N-Produktivität der Düngung und Reduzierung von N-Überschüssen“). Bei den Vorläuferemissionen aus der Düngemittelherstellung könnte ein Herkunftsnachweis des Düngers mit international abgestimmter Zertifizierung des CO_2-Fußabdrucks die notwendige Transparenz der Klimabelastung schaffen und ein neuer Ansatzpunkt für mehr Klimaschutz in der landwirtschaftlichen Produktion sein. Die Höhe der Ammoniakemission wird klar durch die Düngerform beeinflusst. Hierdurch verursachte indirekte N_2O-Emissionen sind bei harnstoffhaltigen Düngern erhöht. Inwieweit die Düngerform die Höhe der gesamten indirekten N_2O-Emissionen beeinflusst (durch Emission und Auswaschung reaktiver Stickstoffverbindungen), ist bisher nicht geklärt. Letztlich dürften hierfür wiederum Faktoren, die die N-Effizienz steigern, entscheidender sein als die Düngerform.

Zeitpunkt der Düngergabe im Kultur- und Jahresverlauf

Zum Zeitpunkt der Stickstoffdüngung im Kulturverlauf gibt es unterschiedliche Empfehlungen. Zum einen gibt es den Ansatz der einmaligen Gaben und der Depotdüngung vor oder während der Aussaat, worauf bereits in der Maßnahme „Hemmung der Nitratbildung durch Nitrifikationshemmstoffe oder CULTAN-Düngung“ eingegangen wurde. Zum ande-

ren wird häufig empfohlen, die Düngung zu splitten, sodass der Dünger den Pflanzen zum Bedarfszeitpunkt zur Verfügung steht, wodurch die N-Aufnahme und -verwertung verbessert wird (RÜHLING et al., 2005; RUSER, 2008; TENUTA et al., 2010; CASSMAN et al., 2002; PERÄLÄ et al., 2006; BAUMGÄRTEL, 2010; MOTZ, 2003). Direkte Ergebnisse zur Klimawirksamkeit der Aufteilung der Düngung wurden von TENUTA et al. (2010) für Gülle in einem dreijährigen Grünlandversuch publiziert. Durch die Aufteilung der Düngung in zwei Gaben konnte die N_2O-Emission deutlich verringert werden.

Ein Nachteil der gesplitteten Gabe liegt in der häufigeren Befahrung, was einen höheren Dieselverbrauch sowie Bodenbelastungen mit sich bringt. Ein zentraler Punkt bei geteilten N-Gaben ist jedoch, dass die Düngung besser an den Bedarf der Kultur angepasst werden kann und damit Optionen zur Steigerung der N-Effizienz und zur Minderung von N-Überschüssen bestehen. Letztlich hängt es von mehreren Faktoren, wie der Kultur, der Düngerform, der Art der Einbringung und dem Boden ab, ob gesplittete Gaben oder einmalige Gaben emissionsärmer sind. Eindeutige Minderungspotenziale können nicht genannt werden. In vielen Fällen der Mineraldüngeranwendung können aber gesplittete Gaben empfohlen werden, da sie es ermöglichen, die N-Effizienz zu steigern und N-Überschüsse zu verringern

Die Ausbringung von Stickstoffdünger ist im Herbst besonders problematisch, weil der Stickstoff nur noch in relativ geringen Mengen von den Pflanzen genutzt werden kann, und über den Winter Auswaschung und gasförmiges Entweichen, u. a. als Lachgas, drohen (CASSMAN et al., 2002; SCHMIDT et al., 2007b; SMITH und CHAMBERS, 1993). Nur in Ausnahmefällen können von Kulturen mit entsprechendem Nährstoffbedarf im Herbst geringe Düngergaben in dieser Periode noch effizient genutzt werden, vor allem, wenn die N- und Humusgehalte des Bodens sehr niedrig sind oder die Aussaat sehr dicht auf eine strohreiche Vorfrucht folgt (z. B. ALBERT und SCHLIEPHAKE, 2005). Deshalb birgt der Verzicht auf eine Stickstoffdüngung im Herbst in vielen Fällen ein deutliches Potenzial zur Verringerung von THG-Emissionen und zur Verbesserung der N-Produktivität. Dieses Potenzial ist schwer abschätzbar, da die Emissionen sehr vom Standort und der Witterung abhängig sind. So entstehen in Regionen Deutschlands mit ausgeprägtem Winterfrost im Mittel über einige Jahre 50 % und in Extremfällen 89 % der gesamten Jahres-N_2O-Emissionen im Winter (KAISER und RUSER, 2000; FLESSA et al., 1995), was unter anderem stark vom Nitratgehalt im Boden abhängt (RUSER, 2008). Die Verringerung der Stickstoffüberschüsse durch Verzicht auf Ausbringung von Mineraldüngern zur Strohrotte schätzen OSTERBURG et al. (2007) auf 0 bis 20, im Mittel 10 kg N/ha. Unter der Annahme der in Tabelle 9.1-2 gelisteten mittleren THG-Emission der mineralischen N-Düngung entspricht dies einer Verminderung der THG-Emissionen um 175 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha. Auch im Sommer kann eine Spätdüngung bei Getreide Überschüsse hervorrufen, da Dünger bei Sommertrockenheit nicht mehr verwertet werden kann. Deshalb ist zu empfehlen, die Düngung bis zum EC-Stadium 37 („Erscheinen des Fahnenblattes“) vorzunehmen (OSTERBURG et al., 2007).

Im Sinne des Klimaschutzes sollte die Mineraldüngung zeitlich nicht direkt mit einer organischen Düngung kombiniert werden, da das Zusammentreffen einer hohen Nitratverfügbarkeit und leicht verfügbarem organischen Kohlenstoff zu sehr hohen N_2O-Emissionen führen kann (PFAB, 2011). Es wird deshalb eine Wartezeit zwischen organischer und mineralischer Düngung von mindestens zwei bis drei Wochen empfohlen (SCHILS et al., 2006; DITTERT, 2009; PFAB, 2011).

Auch direkt vor starken Regenereignissen sollte die Stickstoffdüngung nicht durchgeführt werden, da die Gefahr der N_2O-Emission nach ausgiebigen Regenereignissen erhöht ist (DOBBIE et al., 1999; FLESSA et al., 2002b) und das Risiko des N-Austrags mit dem Oberflächenabfluss besteht. Bei Stickstoffdüngern, die Ammoniak freisetzen, ist dagegen eine kühl-feuchte Witterung günstig, um NH_3-Verluste zu minimieren (BASTEN, 2010; DÖHLER et al., 2002). Harnstoffhaltige Dünger sollten auf unbewachsenen Flächen generell eingearbeitet werden, um NH_3-Emissionen zu vermeiden (SCHMIDHALTER et al., 2010). Eine exakte Quantifizierung der emissionsmindernden Wirkung dieser Maßnahmen ist bisher nicht oder nur unzureichend möglich.

Ausbringtechnik

Für harnstoffhaltige Dünger wurde mehrfach belegt, dass die Ammoniakemission durch eine Einarbeitung erheblich verringert werden kann (VELTHOF et al., 2003; LIU et al., 2006; SCHMIDHALTER et al., 2010). Durch die Einarbeitung können allerdings mitunter höhere Lachgasemissionen entstehen als bei oberflächlicher Ausbringung. Die Ergebnisse zur Wirkung der Einarbeitung von Mineraldünger auf die N_2O-Emission sind jedoch nicht eindeutig. LIU et al (2006) untersuchten die Emissionen nach der Ausbringung von Ammonnitrat-Harnstoff-Lösung in eine Maiskultur und verglichen dabei oberflächliche Ausbringung mit 5, 10 und 15 cm tiefer Einbringung. Dabei waren die N_2O-Emissionen bei Injektion in 5 cm Tiefe mindestens doppelt so hoch wie bei 10 und 15 cm Tiefe. Für granulierte Mineraldünger haben allerdings sowohl VELTHOF et al. (2003) als auch RUSER et al. (2010) und DRURY et al. (2006) umgekehrte Ergebnisse gefunden. So waren bei DRURY et al. (2006) die Lachgasemissionen für granuliertes 2 cm tief eingearbeitetes Ammonnitrat um bis zu 26 % geringer als bei Einarbeitung in 10 cm Tiefe (wobei die Form der Einarbeitung unklar ist). Bei VELTHOF et al. (2003) waren die N_2O-Emissionen aus Ammoniumnitrat bei oberflächlicher Ausbringung am geringsten.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass aus Sicht des Klimaschutzes für NH_3-bildenden Dünger eine Einarbeitung auf unbewachsenen Flächen zu empfehlen ist.

Beim Einsatz von Düngestreuern können Verteilungsungenauigkeiten zu N-Überschüssen führen, die direkt und indirekt THG-Emissionen verursachen. Wird die Ungenauigkeit durch eine erhöhte Düngergabe ausgeglichen, sind zusätzliche THG-Emissionen der Düngemittelbereitstellung zu berücksichtigen. Der Niedersächsische Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) geht aufgrund theoretischer Überle-

gungen bei einem Variationskoeffizienten (VK) der Düngerverteilung von 15 % von erhöhten N-Verlusten um 10 % und um 8 % erhöhter Nitratauswaschung gegenüber einem „perfekten“ Verteilungsmuster aus (NLWKN, 2008). Ein idealer Variationskoeffizient liegt laut NLWKN (2008, Anhang 23 UK und 51 UK) unter 10 % (unter Laborbedingungen waren schon 1994 5 % und weniger möglich; SØGAARD und KIERKEGAARD, 1994), 15 % seien noch „*respektabel*“. Über die Ertragswirksamkeit der Ungenauigkeit der Düngerverteilung liegen unterschiedliche Ergebnisse vor, die vom Standort und dem Düngeniveau beeinflusst sind (DILZ et al., 1985; KOWALEWSKY und SCHWAB, 2006; YULE und LAWRENCE, 2007). Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Verbesserung der Verteilgenauigkeit der Düngerausbringung einen Beitrag zum Klimaschutz leisten kann. Ansatzpunkte liegen sowohl in der Wahl der Ausbringungstechnik als auch in der präzisen Einstellung vorhandener Technik. Aufgrund fehlender Daten lässt sich das THG-Einsparpotenzial nicht genau quantifizieren.

Dauerhaftigkeit/Umkehrbarkeit

Die Reduktion von Emissionen durch verbesserte Ausbringung und die Wahl von Düngemitteln ist dauerhaft und nicht umkehrbar.

Potenzielle Verdrängungseffekte

Da die analysierten Maßnahmen eher ertragssteigernd und im Sinne einer effizienten Ausnutzung des Düngestickstoffs wirken, gibt es keine Verdrängungseffekte durch Produktionsverlagerung.

Weitere Umweltwirkungen

Die Steigerung der N-Effizienz und Minderung der NH_3-Emission haben zahlreiche positive Effekte auf andere Umweltziele, die bereits in Kap. 9.1 erläutert wurden.

Fazit

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass nach dem derzeitigen Kenntnisstand die Düngerform keinen entscheidenden Einfluss auf die Höhe der direkten N_2O-Emissionen hat. Unabhängig von der Düngerform ist es für den Klimaschutz entscheidend, die N-Effizienz der Düngung zu erhöhen und N-Überschüsse zu verringern. Die zeitliche Aufteilung der Düngegaben (abhängig von der Kulturart) und eine optimierte Ausbringungstechnik können hierzu beitragen. Die Wahl der Düngerform hat einen erheblichen Einfluss auf die Höhe der NH_3-Emissionen. Bei NH_3-bildenden Düngern ist darauf zu achten, die

Emissionen durch eine angepasste Ausbringungstechnik und die Wahl der Ausbringungszeit zu minimieren.

Die Vorläuferemissionen aus der Düngemittelherstellung sind von großer Bedeutung für die THG-Bilanz landwirtschaftlicher Produkte. Die Ausweisung eines international abgestimmten CO_2-Fußabdrucks für unterschiedlich klimabelastende Verfahren der Düngemittelherstellung könnte in Kombination mit einem Herkunftsnachweis ein neuer Ansatzpunkt für mehr Klimaschutz in der landwirtschaftlichen Produktion sein.

9.5 Substitution von chemisch-synthetischen N-Düngern durch den Einsatz von Leguminosen

Maßnahmenbeschreibung

Die Produktion und der Transport von chemisch-synthetischen N-Düngemitteln sind mit Treibhausgasemissionen verbunden (vgl. Tabelle 9.1-2). Chemisch-synthetische Stickstoffdünger können zum Teil durch die N_2-Fixierungsleistung von Leguminosen ersetzt werden. Leguminosen leben in Symbiose mit stickstofffixierenden Bakterien (*Rhizobien*). Hiervon profitiert nicht nur unmittelbar die Wirtspflanze. Der fixierte Stickstoff wird zum großen Teil in die Pflanzenbiomasse eingebaut und kann nach Absterben der Leguminosen mineralisiert und von Nichtleguminosen aufgenommen werden. Leguminosen können in verschiedenen Anbauformen der N-Düngung dienen und Mineraldünger ersetzen. Dabei werden sie nicht immer gezielt zur Gründüngung angebaut, sondern auch als Futterpflanze. Zum einen können Leguminosen Bestandteil von Dauergrünland oder von Ackerfuttermischungen sein, zum anderen können sie als Reinkultur auf Ackerflächen angebaut werden. Sie können als Winterzwischenfrüchte vor späten Sommerkulturen sowie als Hauptfrüchte ein- und mehrjährig angebaut werden.

Bei der Umsetzung des Leguminosenstickstoffs im Boden können, wie bei der Mineraldüngung, N_2O-Emissionen auftreten (ROCHETTE und JANZEN, 2005). Die Kombination von leicht verfügbarem organischen Kohlenstoff und einem hohen Stickstoffgehalt in den Leguminosen begünstigt die Bildung von N_2O während der Zersetzungsprozesse im Boden. Auch die Gefahr der Auswaschung von Leguminosenstickstoff als Nitrat besteht. Die mögliche Klimaschutzleistung der Leguminosen besteht folglich nicht aus einer verringerten direkten und indirekten N_2O-Emission, sondern aus der Einsparung der Emissionen, die im Zuge der Düngemittelproduktion anfallen.

Wirkung auf Treibhausgasemissionen

THG-Minderungspotenzial

Leguminosen im Dauergrünland

Für die N_2-Fixierungsleistung von Kleegrasbeständen gibt es sehr unterschiedliche Angaben, die von rund 45 kg N/ha und Jahr bis 545 kg N/ha und Jahr reichen (ANDREWS et al. 2007; BRAUN et al., 2010; CAU KIEL, 2006; ELGERSMA und HASSINK, 1997, sowie diverse in ANDREWS et al., 2007 zitierte Studien). Eine wesentliche Ursache für diese große Varianz sind unterschiedliche Kleeanteile.

Als ein realistischer Weise etablierbarer Weißkleeanteil im Dauergrünland (nicht jedoch auf Hochleistungsgrünland) kann 20 % der pflanzlichen Trockenmasse angenommen werden (ANDREWS et al., 2007; HARRIS, 1998; in ebd. sowie CARLSSON und HUSS-DANELL, 2003 in ebd.; für einen deutschen Weidestandort mit schluffig-tonigem Lehmboden in ERNST, 1995). Bei diesem Anteil weisen mehrere Studien darauf hin, dass die N-Fixierung bei ca. 100 kg N/ha, im Einzelfall auch bei 140 kg N/ha und Jahr liegt (für deutsche Standorte: ERNST, 1995; WILHELMY et al., 1992; – dort sogar 140 kg N/ha pro Jahr –; aus britischer Perspektive in ANDREWS et al., 2007: EDMEADES und GOH, 1978; LEDGARD et al., 1990, 2001; HANSEN und VINTHER, 2001; CARLSSON und HUSS-DANELL, 2003). Die Düngewirkung, bezogen auf die Trockenmasseproduktion, entspricht sogar dem Einsatz von ca. 200 kg N/ha pro Jahr (Studien in ANDREWS et al., 2007: DOYLE et al., 1984; MAFF, 2000; LEDGARD et al., 2001; STOCKDALE et al., 2001; ROCHON et al., 2004; ATKINSON et al., 2005; www.defra.gov.uk). Diese Diskrepanz zwischen Angaben zur N-Fixierungsleistung und dem Substitutionspotenzial für Mineraldünger rührt überwiegend daher, dass bei der N-Fixierung häufig nur der N-Gehalt der oberirdischen Pflanzenteile berücksichtigt wird, die Düngeleistung aber auch durch Stickstoff in den unterirdischen Pflanzenteilen und durch stickstoffhaltige Wurzelabsonderungen beeinflusst wird (ANDREWS et al., 2007). WEIßBACH (1995) kommt in seinem Review durch die Anwendung von Ergebnissen aus Schweizer Versuchen (er zitiert BOLLER und NÖSBERGER, 1987; NESHEIM et al., 1990, und SERESINHE et al., 1994) auf eine N-Fixierungsleistung von Weißklee im Grünland auf deutschen Standorten zu geringeren Werten. Bei einem Weißkleeanteil von 20 % und einem TM-Ertrag von 100 dt/ha betrug die verfügbare N-Fixierungsleistung in seiner Studie 76 kg N/ha bzw. der Gesamt-N-Eintrag 95,2 kg N/ha. Eine noch geringere N-Fixierungsleistung (60 kg N/ha und Jahr) wurde von STEINBACHINGER et al. (2004) ermittelt, die aber keine eigenen Versuche durchgeführt haben und sich letztlich über ELSÄßER (1999) auch wieder auf die Schätzformel der Schweizer berufen. Weitere Faktoren, die die Höhe der N-Fixierungsleistung beeinflussen, sind vor allem die Mineraldüngung und die Häufigkeit der Schnittnutzung bzw. Beweidung. So lag die N-Fixierung bei einer sechsfachen Schnittnutzung von Grünlandbeständen mit einem Weißkleeanteil von 15 bis 30 % ohne Mineraldüngung bei 140 kg N/ha pro Jahr, mit einer N-Mineraldüngung von 120 kg N/ha pro Jahr, aber nur bei 52 kg N/ha pro Jahr. Bei einer

dreifachen Nutzung lagen diese Werte entsprechend bei 129 und 22 kg N/ha pro Jahr (WILHELMY et al., 1992). Auch Versuche in Baden-Württemberg und Niedersachsen zeigten, dass die Erträge bei Weide- und Schnittnutzungsversuchen durch einen Weißkleebestandteil nur bis zu einer Mineraldüngung von 60 kg N/ha signifikant gegenüber den reinen Grasflächen erhöht waren (DYCKMANS, 1986). Der Rückgang der N-Fixierung geht dabei überwiegend auf eine Verdrängung der Leguminosen zurück, weniger auf eine verringerte Fixierungsleistung der einzelnen Pflanzen (WEIßBACH, 1995).

Des Weiteren variieren die Fixierungsleistungen mit dem allgemeinen Grünlandmanagement, das dem Wachstum der Leguminosen angepasst sein muss, beispielsweise durch die Erhaltung eines pH-Wertes um 6 und die Sicherstellung einer ausreichenden P-Versorgung (ANDREWS et al., 2007).

Wird Mineraldünger auf Grünland durch einen erhöhten Anteil von Leguminosen ersetzt, ändern sich in der Regel auch die Futterqualität, die Futteraufnahme sowie die fütterungsbedingten tierischen N-Ausscheidungen. Auch diese Faktoren sind in der Systembewertung der Treibhausgasbilanz zu berücksichtigen. Die sehr umfangreiche Literatur zu diesem Themenkomplex kann hier nicht umfassend dargestellt werden. Es zeigt sich die Tendenz, dass die Futteraufnahme und Milchleistung in den meisten Fällen mit höherem Weißkleeanteil positiv beeinflusst werden, die N-Ausscheidung aber ebenfalls ansteigt (vgl. SIMON et al., 1995; PFEFFER et al., 2010; verschiedene Autoren in ANDREWS et al., 2007). ANDREWS et al. (2007) kommen basierend auf ihrer Literaturauswertung zu dem Schluss, dass bei einem Anteil von 20 % Weißklee ein Effekt auf die Milchproduktion und die N-Ausscheidungen sehr gering sein dürfte.

Aufgrund der Unsicherheiten in Bezug auf die Veränderung der Tierleistung und der N-Ausscheidung bei einem Anstieg des Weißkleeanteils auf 20 % wird an dieser Stelle davon ausgegangen, dass sich diese Faktoren nicht negativ auf die Treibhausgasbilanz auswirken.

Wird eine Düngerersatzleistung von 20 % Weißkleeanteil im Dauergrünland von 100 kg N/ha und Jahr angenommen und davon ausgegangen, dass die direkte und indirekte N_2O-Emission durch diesen Stickstoffeintrag genauso groß ist wie bei einer entsprechenden Mineraldüngergabe (IPCC 2006), dann beträgt das THG-Emissionsminderungspotenzial der Substitution des Mineraldüngers rund 750 kg CO_2-$_{Äq.}$/ha und Jahr (vgl. Tabelle 9.1-2).

Gründüngung mit legumen Winterzwischenfrüchten auf dem Acker

Leguminosen können auf dem Acker als Gründüngung angebaut werden. Die Gründüngungsbestände werden vor der nachfolgenden Hauptfrucht eingearbeitet (FAGERIA, 2007) oder abgespritzt (z. B. mit Glyphosat) und bei der Saat der Hauptfrucht auf dem Feld belassen (TONITTO et al., 2006). Idealerweise wird die N-fixierende Zwischenfrucht mit einer relativ früh räumenden Vorfrucht (Aussaat der Zwischenfrucht Ende August) und ei-

ner späten Nachfrucht mit hohem Stickstoffbedarf, wie Mais, Kohl oder anderen spät auszusäenden/zu pflanzenden Gemüsearten, kombiniert (HAAS et al., 2004). Doch auch nach spät räumenden Früchten in der Zeit zwischen Oktober und Ende April lassen sich beispielsweise mit Wintererbsen N-Mengen fixieren, die sich bei KOLLER et al. (2008) in deutlich höheren Erträgen der nachfolgenden Kartoffeln gegenüber anderen nichtlegumen Zwischenfrüchten zeigten.

Die N_2-Fixierungsleistungen von Leguminosen und deren Mineraldüngersubstitutionspotenziale auf dem Acker können in Abhängigkeit der Arten, der Sorten, der Bewirtschaftung und von Umwelteinflüssen sehr unterschiedlich ausfallen (z. B. CHERR et al., 2006; FAGERIA, 2007; MCCARTNEY und FRASER, 2010; STEIN-BACHINGER et al., 2004). Daher lassen sich hier keine pauschalen Aussagen machen. Wertvolle Hinweise gibt die zusammenfasende Studie von TONITTO et al. (2006), in der 31 Studien mit 206 Beobachtungen zur N-Substitution durch leguminose Winterzwischenfrüchte ausgewertet wurden.

In den Studien wurden die Erträge von ausschließlich durch legume Zwischenfrüchte gedüngten Marktfrüchten mit den Erträgen von konventionell mineralisch gedüngten Marktfrüchten verglichen. Dabei waren die Erträge bei der reinen Düngung mit legumen Zwischenfrüchten im Mittel um 10 % niedriger als bei den konventionell gedüngten Marktfrüchten. Im Vergleich zu niedrig gedüngten Marktfrüchten waren die Erträge nach reiner Düngung über den Zwischenfruchtanbau um 5 % höher. Lag die N-Fixierungsleistung der Zwischenfrucht bei mindestens 110 kg N/ha, was in 55 % der Beobachtungen (142) der Fall war, waren die Erträge vergleichbar oder höher als bei der konventionellen Mineraldüngung. Die Literaturauswertung von CHRISTOPHER und LAL (2007) zeigt, dass durch den Einsatz von Zottelwicken zur Düngung von Mais N-Mineraldüngeräquivalente von 66 bis 203 kg/ha erreicht wurden. Es zeigt sich also, dass ein hoher Anteil des Mineraldüngereinsatzes durch den Zwischenfruchtanbau mit Leguminosen eingespart werden kann. Durch die legume Düngung und einen geringen Mineraldüngerzusatz sollten folglich gleichwertige Erträge wie in der konventionellen Düngung möglich sein, allerdings mit potentiell höheren Ertragsschwankungen.

Unter sächsischen Bedingungen wurde nachgewiesen, dass durch legume Untersaaten mitunter erheblich mehr N fixiert werden kann als durch Stoppelsaat (SCHMIDTKE, 2007). Dies wird zum einen auf die längere Vegetationszeit zurückgeführt und zum anderen auf die unterlassene Bodenbearbeitung. Vielfach wird auf den Vorteil einer Mischung von Leguminosen und Nichtleguminosen zur Gründüngung verwiesen, da dies zu einer höheren N-Effizienz (höhere Fixierungsleistung der Leguminosen und geringere N-Auswaschungen) und Biomasseproduktivität führt. Zum anderen bietet der Anbau von Mischungen weitere Vorteile wie die Stabilisierung von zum Lagern neigenden Leguminosen (KARPENSTEIN-MACHAN und STUELPNAGEL, 2000; STEIN-BACHINGER et al., 2004) und eine langsamere, gleichmäßigere Mineralisierung des Stickstoffs (ebd., CHERR et al.,

2006; HAAS et al., 2004). Der Leguminosenanteil sollte in Mischungen nach STEIN-BACHINGER et al. (2004) und KOLBE et al. (2006) bei 70 bis 80 % liegen.

Ein Problem der N-Düngung über legume Zwischenfrüchte ist die relativ schlecht steuerbare N-Freisetzung in der Folgekultur. Auch bei dieser Art der Düngung kann es zu N-Überschüssen und umweltbelastenden N-Austrägen kommen. Die N-Fixierungsleistung, der Einarbeitungszeitpunkt, die Witterung und der N-Bedarf der Folgekultur sind wichtige Steuergrößen, die die Effizienz der Düngung mit legumen Zwischenfrüchten beeinflussen. Ein besonderes Problem im Kontext des Klimaschutzes stellen N_2O-Emissionen nach der Einarbeitung der Zwischenfrüchte dar. Mehrere Studien belegen die Gefahr stark erhöhter N_2O-Emission nach der Einarbeitung von pflanzlicher Biomasse mit hohem Stickstoffgehalt (AULAKH et al., 2001; BAGGS et al. 2000; FLESSA et al., 2002a; VELTHOF et al. 2002a, WAGNER-RIDDLE et al., 1997). Es ist bisher unzureichend geklärt, ob diese Emissionen letztlich zu höheren N_2O-Gesamtemissionen pro Kilogramm N-Eintrag führen als der N-Eintrag über Mineraldünger. Folgt man dem Bewertungsansatz der nationalen Emissionsberichterstattung, der den Eintrag von Mineraldünger-N und Zwischenfrucht-N mit einem einheitlichen N_2O-Emissionsfaktor belegt, dann ergibt sich bei einer Düngerersatzleistung der legumen N-Fixierung von 100 kg N/ha eine Treibhausgasminderungspotenzial durch die Substitution von Mineraldünger von rund 750 kg CO_2-$_{Äq.}$/ha und Jahr (vgl. Tabelle 9.1-2, Emissionen der Mineraldüngerbereitstellung).

Zweikulturnutzung mit Leguminosen

Im Kontext der Biomasseerzeugung werden die noch wenig verbreiteten Zweikulturnutzungen diskutiert. Dies bedeutet, dass die Winterfrüchte bzw. Erstkulturen noch vor dem üblichen Erntestadium geerntet werden und die nachfolgende zweite Kultur relativ spät gesät wird. Beide Kulturen werden siliert und können so als Gärsubstrat oder teilweise als Futter verwertet werden. Ziel ist es, *„hohe Flächenerträge mit der Vielfalt der kultivierbaren Arten, dem weitgehenden Verzicht auf Pflanzenschutzmittel und einer nahezu ganzjährige Bodenbedeckung“* zu verbinden (STÜLPNAGEL et al., 2009). Dies ist eine relativ neue Produktionsform, und es gibt erst wenige Studien über die die Düngewirkung von Leguminosen in diesem System (so z. B. in LWK NI und 3N-KOMPETENZZENTRUM NIEDERSACHSEN NETZWERK NACHWACHSENDE ROHSTOFFE, 2010; STÜLPNAGEL et al., 2009). In den Untersuchungen von KARPENSTEIN-MACHAN und STUELPNAGEL (2000) sowie GRAß und SCHEFFER (2003) wurden N-fixierende Erstkulturen (Wintererbse, Inkarnatklee, auch Mischung mit Roggen) mit der Zweitfrucht Mais kombiniert. Die Ergebnisse belegen eine hohe Düngerersatzleistung durch die legume N-Fixierung, da die Zweitfrucht (Mais) ohne (Erstkultur Wintererbsen) bzw. mit einer geringen Zudüngung in Höhe von 75 bis 80 kg N/ha (Erstkultur Inkarnatklee) Höchsterträge erzielte. Die Ergebnisse zeigen weiterhin, dass auch bei Nutzung der oberirdischen Biomasse der N-fixierenden Erstkultur eine erhebliche Einsparung von Dünger in der Zweitkultur möglich ist. Die Abfuhr der oberirdischen Biomasse hat weiterhin den Vorteil, dass die N_2O-Emission nicht durch die großen Mengen an stickstoffreicher Biomasse angeregt wird.

Die Ergebnisse weisen darauf hin, dass Leguminosen auch in Zweikulturnutzungssystemen einen Beitrag zum Klimaschutz durch die Einsparung von Mineraldünger leisten können.

Anbau von Körnerleguminosen

Beerntete Körnerleguminosen stellen im Gegensatz zu Futterleguminosen meist keinen oder nur einen deutlich geringeren Beitrag zur N-Düngung der Nachfrucht (STEINBACHINGER et al., 2004). Der potenzielle Beitrag von Körnerleguminosen zum Klimaschutz wird im Kontext der Substitution von Soja als Eiweißfuttermittel analysiert (vgl. Kap. 9.5).

Dauerhaftigkeit/Umkehrbarkeit

Die Emissionsreduktionen durch die Verringerung der Düngemittelherstellung und des Düngemitteltransports sind dauerhaft und nicht umkehrbar.

Potenzielle Verdrängungseffekte

Verdrängungseffekte durch die Verlagerung der Produktion wären nur bedeutend, wenn der Ersatz von Mineraldüngerstickstoff durch die N-Fixierungsleistung der Leguminosen zu einem Ertragsrückgang oder zur Verdrängung einer Kultur führen würde.

Weitere Umweltwirkungen

Leguminosen können positive Fruchtfolgeeffekte nach sich ziehen und mitunter auch den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln (PSM) verringern: Unkräuter können durch die Konkurrenz der Leguminosen unterdrückt werden, Nematoden und andere Schädlinge können durch Wegfallen eines Wirtes und Unterbrechung ihrer Lebenszyklen verdrängt werden und Nützlingen kann ein Lebensraum geboten werden. Die Gefahr der Bodenerosion kann verringert werden. (CHERR et al., 2006)

Kleegras kann unter Umständen zu erhöhten Cyanidfrachten in das Grundwasser führen, die das EU-Limit überschreiten (BJARNHOLT et al., 2008). Vor einer massiven Ausweitung des Kleegrasanbaus mit hohen Kleeanteilen sollte dieses noch unzureichend erfasste Risiko laut den Autoren daher näher untersucht werden.

Der Problembereich der potenziellen N-Auswaschung muss beachtet werden. Im Kontext des Gewässerschutzes werden leguminosenfreie Zwischenfrüchte mit einem hohen Aufnahmevermögen für bodenbürtigen mineralischen Stickstoff bevorzugt (NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE, 2001). Aufgrund der Gefahr der N-Auswaschung soll-

ten Leguminosen in Wasserschutzgebieten und Gebieten mit sehr durchlässigen Böden nicht oder nur im Gemenge mit relativ geringem Leguminosenanteil angebaut werden.

Fazit

Leguminosen können sowohl im Dauergrünland (Weißklee) als auch im Ackerbau (Leguminosengemenge als Winterzwischenfrucht) dazu beitragen, den Bedarf an N-Mineraldünger zu verringern. Durch die Einsparung der Vorlaufemissionen der Düngemittelbereitstellung ergibt sich ein Beitrag zum Klimaschutz. Voraussetzung hierfür ist die Anrechnung der legumen N-Fixierung in der Düngeplanung und die entsprechende Reduzierung der Mineraldüngung. Eine Mineraldüngereinsparung von rund 100 kg N/ha im Grünland (Grünland mit 20 % Weißklee) bzw. 100 bis 200 kg N/ha im Ackerbau (Mais nach N-fixierender Winterzwischenfrucht) erscheint möglich.

Das Risiko erhöhter N_2O-Emissionen im Ackerbau durch die Erzeugung von Leguminosen und Leguminosengemengen zur Gründüngung und als Grünfutter sollte eingehend analysiert und Managementoptionen zur Minderung der N_2O-Emission sollten geprüft werden (z. B. Zeitpunkt der Einarbeitung, Nutzung der oberirdischen Biomasse, Direktsaat der Nachfrucht).

9.6 Anbau von leguminosenfreien Zwischenfrüchten

Maßnahmenbeschreibung

Zwischenfrüchte können in Abhängigkeit der Pflanzenart zur Gründüngung, in der Futterproduktion oder als Substrat in Biogasanlagen genutzt werden. Je nach Verwendungszweck und Standort können sie sowohl als Sommerzwischenfrucht (z. B. Einjähriges Weidelgras, Ölrettich, Senf, Phacelia) oder auch als Winterzwischenfrucht (z. B. Welsches Weidelgras, Winterrübsen, Futterroggen, Winterraps) in die Fruchtfolgen integriert werden. Aus Sicht des Wasserschutzes sind leguminosenfreie Zwischenfrüchte besonders interessant, da sie die Schwarzbrachephasen zwischen Winter- und Sommerfrüchten überbrücken sowie durch ihre Nährstoffaufnahme und -bindung den Austrag von Nitratstickstoff vermindern. Die Minderung der Nitratauswaschung trägt zum Klimaschutz bei, da indirekte N_2O-Emissionen, die durch den Austrag reaktiver Stickstoffverbindungen verursacht werden, verringert werden. Ein weiterer Klimaschutzeffekt des regelmäßigen Anbaus von Zwischenfrüchten ist die positive Wirkung auf die Humusreproduktion. Problematisch kann jedoch die Entstehung von direkten N_2O-Emissionen nach der Einarbeitung von Zwischenfrüchten sein. Besonders stickstoffreiche Zwischenfrüchte können die N_2O-Bildung stimulieren.

Wirkung auf Treibhausgasemissionen

THG-Minderungspotenzial

Bewertung von N_2O-Emissionen

Leguminosenfreie Zwischenfrüchte sind dafür bekannt, Nitratauswaschung in Abhängigkeit der Durchlässigkeit von Böden und der Etablierung der Zwischenfrüchte im Vergleich zu Schwarzbrachen im Winter zu reduzieren. TONITTO et al. (2006) berichteten beispielsweise von einer Reduzierung der Nitratauswaschung durch Winterzwischenfrüchte im Vergleich zur Winterbrache um 40 bis 60 %. Ähnliche Beobachtung machten CONSTANTIN et al. (2010). Hierdurch werden auch indirekte, durch die Nitratauswaschung verursachte N_2O-Emissionen vermieden. Dies ist insbesondere beim Anbau von Winterzwischenfrüchten nach Kulturen bedeutend, die eine hohe Stickstoffverfügbarkeit nach der Ernte aufweisen. Aus Sicht des Wasserschutzes wird beispielsweise eine Änderung der häufigen Fruchtfolge Raps - Winterweizen - Wintergerste zu Raps - Zwischenfrucht – Sommergetreide - Winterweizen empfohlen (LICKFETT, 2000; OSTERBURG et al., 2007). OSTERBURG et al. (2007) haben Maßnahmen des Zwischenfruchtanbaus zum Gewässerschutz umfassend ausgewertet. Sie kommen zu dem Schluss, dass durch den Zwischenfruchtanbau sowohl die Nitratgehalte im Herbst als auch die N-Überschüsse deutlich verringert werden können. Damit der Stickstoff, der durch die Zwischenfrüchte gebunden wird, produktiv in der Folgekultur verwertet werden kann, ist eine Einarbeitung der Zwischenfrucht erst kurz vor Bestellung der Folgefrucht wichtig. Von Bedeutung ist dies besonders dann, wenn eine Sommerung wie z. B. Zuckerrüben oder Mais mit spätem Bestandsschluss angebaut wird. Andernfalls würden durch die vorzeitige Mineralisierung der Zwischenfrucht und die fehlende N-Aufnahme durch den folgenden Pflanzenbestand Nährstoffe verloren gehen (OSTERBURG, 2007). Der durch die Einarbeitung der Zwischenfrucht bereitgestellte Stickstoff ist in der Düngeplanung anzurechnen, um eine Verschiebung der N-Überschüsse zu vermeiden. Durch die damit verbundene Einsparung von N-Dünger werden entsprechend Treibhausgasemissionen vermieden.

Neben den positiven Effekten des Zwischenfruchtanbaus in Bezug auf die Vermeidung der Nitratauswaschung und den Klimaschutz gibt es auch Hinweise, dass nach dem Einarbeiten von Zwischenfrüchten und stickstoffreichen Ernteresten erhöhte direkte N_2O-Emissionen auftreten können. Dies gilt insbesondere für Erntereste und Zwischenfrüchte mit niedrigem C/N-Verhältnis (FLESSA und BEESE, 1995; FLESSA et al., 2002a; HOOD et al., 2000; PETERSEN et al., 2011; RUSER et al., 2001). Eine Übersicht über die Höhe direkter N_2O-Emissionen nach Einarbeitung von Ernterückständen wurde von VELTHOF et al. (2002a) erstellt. Auch bei abfrierenden Zwischenfrüchten besteht die Gefahr erhöhter N_2O-Emissionen, da die N-Freisetzung zeitlich unzureichend an den Bedarf der Folgekultur angepasst ist und die N_2O-Bildung durch Denitrifikation auch bei niedrigen Temperaturen im Winter stattfinden kann (FLESSA et al., 1995; RÖVER et al., 1998). Die Ergebnisse zur Wirkung des Zwischenfruchtanbaus auf die N_2O-Emission geben mitunter kein ein-

deutiges Bild, da sowohl Minderungen als auch Zunahmen der Emission berichtet wurden (PETERSEN et al., 2011; PFAB, 2011). Im Rahmen der Treibhausgasbilanzierung nach den Richtlinien des IPCC wird von einer N_2O-N Emission aus der Einarbeitung von Ernteresten in Höhe von 1,25 % (IPCC, 1996) bzw. 1 % (IPCC, 2006) des in den Ernteresten enthaltenen Stickstoffs ausgegangen. Ein entscheidender Faktor für die Klimaschutzwirkung von Zwischenfrüchten ist daher ihre Düngerwirkung in der Folgekultur und das damit verbundene Potenzial zur Einsparung von Mineraldünger.

Da eine Gründüngung in Kombination mit mineralischer Stickstoffdüngung aufgrund der gleichzeitigen Erhöhung der Kohlenstoff- und Stickstoffverfügbarkeit zu erhöhten N_2O-Emissionen führen kann (AULAKH et al., 1984, GARCIA-RUIZ und BAGGS, 2007, SARKODIE-ADDO et al., 2003) empfiehlt PFAB (2011) eine mindestens dreiwöchige Wartezeit zwischen der Einarbeitung der Gründüngung und der Mineraldüngung.

Um das Risiko der N_2O-Bildung zu verringern, empfehlen MOELLER und STINNER (2009), den Zwischenfruchtanbau so zu gestalten, dass Pflanzenarten angebaut werden, die abgefahren werden, um als Substrat für Biogasanlagen genutzt zu werden. Hierdurch wird die Menge der verbleibenden Pflanzenreste, die zu erhöhten Emissionen nach der Einarbeitung führen können, reduziert, aber trotzdem Nitratauswaschung vermieden.

Bewertung der C-Sequestrierung

Der Zwischenfruchtanbau hat aufgrund des Biomasseeintrags und der Verkürzung der Brachezeiten eine positive Wirkung auf die Humusreproduktion. Eine nachhaltige Klimaschutzleistung durch die C-Sequestrierung in landwirtschaftlichen Böden ist jedoch nur dann gegeben, wenn die Steigerung des Vorrats an organischer Bodensubstanz dauerhaft ist. Dies erfordert den regelmäßigen Anbau von Zwischenfrüchten. JARECKI und LAL (2003) weisen in einer Zusammenstellung von mehreren internationalen Studien eine Veränderung des Bodenkohlenstoffvorrates durch verschiedene Zwischenfrüchte von -107 bis 5.413 kg C/ha und Jahr innerhalb der oberen 30 cm Boden aus. Diese Spanne spiegelt die hohe Unsicherheit in der Abschätzung des C-Sequestrierungspotenzials durch den Anbau von Zwischenfrüchten wider.

Dauerhaftigkeit/Umkehrbarkeit

Die Reduzierung indirekter N_2O-Emissionen durch die Minderung der Nitratauswaschung sowie die Einsparung von N-Mineraldünger durch ein effizientes N-Recycling über Zwischenfrüchte führt zu Emissionsminderungen, die nicht umkehrbar sind.

Potenzielle Verdrängungseffekte

Wenn Zwischenfrüchte angebaut werden, um Brachezeiten zwischen den Hauptfrüchten zu verkürzen, treten keine Verdrängungseffekte auf.

Weitere Umweltwirkungen

Der Zwischenfruchtanbau hat positive Effekte auf die biologische Aktivität im Boden, die Bodenstruktur, den Erosionsschutz sowie die Reduzierung von Schäden durch Schaderreger (OSTERBURG, 2007). Eine phytosanitäre Wirkung von verschiedenen Zwischenfrüchten beschreibt das BUNDESSORTENAMT (2010). Durch Anbau von resistenten Zwischenfrüchten, wie beispielsweise Gelbsenf- und Ölrettichsorten, können Rübennematoden in der Zuckerrübenfruchtfolge bekämpft werden (ebd.). Aus Hochwasserschutzsicht wird der Zwischenfruchtanbau ebenfalls empfohlen, da dieser den Oberflächenabfluss reduzieren kann und den Wasserrückhalt fördert (BILLEN und AURBACHER, 2007). Allerdings ist auch abzuwägen, dass in Regionen mit Wasserknappheit das Anbaupotenzial von Zwischenfrüchten gering ist (LAL, 2003).

Fazit

Die Etablierung von Zwischenfrüchten in der Fruchtfolge hat überwiegend positive Effekte hinsichtlich des Grundwasserschutzes. Die Wirkung auf die Emission von Treibhausgasen kann derzeit noch nicht eindeutig bewertet werden, da sowohl emissionsmindernde Effekte (Verringerung indirekter N_2O-Emissionen, Einsparung von N-Mineraldünger) als auch emissionsfördernde Effekte (erhöhte direkte N_2O-Emission nach der Einarbeitung) auftreten können. Aus Sicht des Wasser- und Erosionsschutzes ist der Anbau von Zwischenfrüchten auf Standorten mit ausreichender Wasserverfügbarkeit dennoch zu empfehlen.

9.7 Steigerung des Vorrats an organischer Bodensubstanz

Maßnahmenbeschreibung

Als mögliche Klimaschutzleistungen wird die Humusanreicherung in landwirtschaftlich genutzten Böden diskutiert. Die Steigerung des Vorrats an organischer Bodensubstanz ist mit einer Festlegung von CO_2-Kohlenstoff verbunden und leistet so einen Beitrag zum Klimaschutz. Diese Leistung ist jedoch nur dann gegeben, wenn der gesteigerte Vorrat an organischer Bodensubstanz dauerhaft erhalten bleibt. Nachdem sich ein neues Gleichgewicht des Vorrats an organischer Bodensubstanz eingestellt hat, ist die Klimaschutzleistung der Kohlenstoffsequestrierung im Boden beendet. Neben der Dauerhaftigkeit der Humusanreicherung müssen auch die Nährstoffbilanzen im Zuge der Anreicherung der

organischen Bodensubstanz kritisch geprüft werden, um zu vermeiden, dass durch die Maßnahmen zur Humusanreicherung klima- und umweltbelastende Nährstoffüberschüsse auftreten. Nachfolgend wird das Klimaschutzpotenzial der Steigerung der Vorräte organischer Substanz in landwirtschaftlichen Böden beschrieben.

Wirkung auf Treibhausgasemissionen

THG-Minderungspotenzial

Die mögliche C-Senkenwirkung landwirtschaftlich genutzter Böden als Beitrag zum Klimaschutz wird kontrovers diskutiert (JANZEN, 2006; LAL, 2011; POWLSON et al., 2011; SMITH et al., 2005). Unumstritten ist, dass Böden bedeutende Kohlenstoffspeicher sind, dass weltweit deutlich mehr organischer Kohlenstoff in Böden gespeichert ist als in der Vegetation und dass die Abnahme des Vorrats an organischem Bodenkohlenstoff (z. B. durch Landnutzungsänderungen) zum CO_2-Anstieg in der Atmosphäre beiträgt. Ein großes Potenzial zur C-Sequestrierung besteht nach LAL (2011) besonders in degradierten Böden. Weltweit schätzt er das C-Sequestrierungspotenzial auf rund 2.1 Billionen t/C pro Jahr. FREIBAUER et al. (2004) schätzten das C-Sequestrierungspotenzial in Europa auf 16 bis 19 Mt C/Jahr, was in etwa einer Reduktion von 2 % der europäisch anthropogen verursachten Emissionen entspricht. Hinterlegt ist dieses Potenzial hauptsächlich durch Umwandlung von Acker zu Grünland, die Etablierung von Dauerkulturen sowie die Wiedervernässung von landwirtschaftlich genutzten Moorstandorten.

Mehrere Studien weisen darauf hin, dass landwirtschaftlich genutzte Böden in Europa derzeit im Mittel netto eine Kohlenstoffquelle sind und mehr CO_2-C freisetzen als binden (JANSSENS et al., 2005; KUTSCH et al., 2010; SCHULZE et al., 2009). Besonders hoch sind die C-Verluste aus Böden mit hohen Gehalten an organischer Bodensubstanz.

Bewirtschaftungsmaßnahmen, die Bodenkohlenstoff in Ackerböden anreichern, wurden in zahlreichen Studien beschrieben (FREIBAUER et al., 2004; JARECKI und LAL, 2003; JOHNSTON et al., 2009; SMITH et al., 2005). Von Bedeutung sind besonders die Kohlenstoffzufuhr mit Ernteresten, die Gestaltung der Fruchtfolge, der Kohlenstoffeintrag über organische Wirtschaftsdünger sowie die Bodenbearbeitung. Über die Bildung von Wurzelmasse und Ernteresten kann sich ein nachhaltig hohes Ertragsniveau positiv auf die Humusbilanz auswirken (JARECKI und LAL, 2003; KOLBE und PRUTZER, 2004; POWLSON et al., 2011). Vielfach wurde der positive Effekt einer regelmäßigen organischen Düngung auf die Humusgehalte von Ackerböden belegt (DIACONO und MONTEMURRO, 2010; JARECKI und LAL, 2003; JOHNSTON et al., 2009; LAL, 2003; LEIFELD und FUHRER, 2010; LUDWIG et al., 2011; POWLSON et al., 2011; SMITH et al., 2005). Allerdings ist das C-Sequestrierungspotenzial der organischen Düngung in Abhängigkeit des Düngers, des Standorts und der Vornutzung der Fläche sehr variabel (JARECKI und LAL, 2003; LAL, 2003). Auf Grundlage einer umfangreichen Auswertung von Langzeitstudien und Humus-

bilanzierungsmodellen zeigten KOLBE und PRUTZER (2004), dass die Humusreproduktionsleistung mit steigender Menge (etwa ab 180 dt/ha und Jahr) an Stalldung sinkt. Auch die N-Düngeeffizienz organischer Dünger sinkt bei hohen Düngergaben (GUTSER et al., 2010). Generell muss beachtet werden, dass im Zuge der organischen Düngung keine Nährstoffüberschüsse auftreten. Die Höhe der Zufuhr organischer Dünger muss daher in Abhängigkeit der Zusammensetzung und Nährstoffgehalte entsprechend begrenzt werden. Auch die zeitliche Dynamik der Nährstofffreisetzung aus organischem Dünger muss berücksichtigt werden, um negative Auswirkungen auf Klima und Wasser zu vermeiden.

Einen maßgeblichen Einfluss auf die C-Festlegung in Ackerböden hat auch die Fruchtfolgegestaltung und der Eintrag von Ernterückständen (FREIBAUER et al., 2004; JARECKI und LAL, 2003; WEST und POST, 2002). Besonders der regelmäßige Anbau mehrjähriger Kulturen weist ein deutliches C-Sequestrierungspotenzial auf (JARECKI und LAL, 2003; WEST und POST, 2002). Die Möglichkeit der Kohlenstoffsequestrierung in Böden durch die Einarbeitung von rekalzitrantem organischem Material wie z. B. unterschiedlichen Arten von Bio- oder Hydrokohlen ist aktuell Gegenstand zahlreicher Studien (BELL und WORRALL, 2011; KAMMANN et al., 2012; MATOVIC, 2011; ZIMMERMAN, 2010). Eine gesicherte Bewertung dieser Verfahren kann noch nicht durchgeführt werden.

Generell gilt, dass die Kohlenstoffsequestrierung in Böden zeitlich und mengenmäßig begrenzt ist, da sich in Abhängigkeit von Bewirtschaftungs- und Standortfaktoren ein neues Gleichgewicht des Vorrats an organischer Bodensubstanz einstellt. Das Erreichen des neuen Gleichgewichtes ist von der Vornutzung der bewirtschafteten Fläche, von der Fähigkeit des Bodens C über unterschiedliche Prozesse zu stabilisieren, der Bodenfeuchte und -temperatur, der Abbaubarkeit des zugeführten Kohlenstoffs und der Balance zwischen C-Input und C-Verlust durch Respiration beeinflusst (FREIBAUER et al., 2004; JOHNSTON et al., 2009). Die Klimaschutzleistung der C-Sequestrierung in Böden ist mit der Unsicherheit der Reversibilität des Klimaschutzeffektes behaftet. Ändert sich das Management, können zuvor gebundene organische Bodenkohlenstoffvorräte relativ rasch mineralisiert werden (FREIBAUER et al., 2004; SMITH et al., 2005).

Das Standardverfahren zur Bewertung der Humusreproduktion in Fruchtfolgen ist die VDLUFA-Methode der Humusbilanzierung (VDLUFA, 2004). Dieses Verfahren nutzt Richtwerte für Veränderungen der Humusvorräte von Böden durch unterschiedliche Fruchtarten sowie durch die Humusreproduktionsleistung verschiedener organischer Materialien. Die Richtwerte basieren auf experimentell ermittelten Werten aus Dauerfeldversuchen. Die Humusbilanzierung nach der VDLUFA-Methode weist eine erhebliche Fehlerstreubreite auf, die u. a. auf die unzureichende Berücksichtigung von Standortverhältnissen bei der Bilanzierung zurückzuführen ist (KOLBE, 2010; KOLBE und PRUTZER, 2004). Das VDLUFA-Verfahren ist für die Bewertung der Klimaschutzleistung der C-Sequestrierung in Böden unzureichend geeignet, da es zu viele Unsicherheiten aufweist

und das Verfahren keine Informationen bietet, ob ein Standort letztlich eine Senke oder eine Quelle für CO_2-C ist.

Grundsätzlich ist festzuhalten, dass Ackerböden in Deutschland derzeit im Mittel nicht als Kohlenstoffsenken wirken, sondern vielmehr eine Quelle für Treibhausgase darstellen. Dies gilt besonders für Böden mit hohen Vorräten an organischer Bodensubstanz, deren Humusgehalte in der Regel nicht im Gleichgewicht mit der aktuellen Ackernutzung sind. Auch die Ausdehnung des Maisanbaus für die Biogasproduktion wirkt stark humuszehrend. Die Konzentration und regionale Trennung von Marktfruchtanbau und intensiver tierischer Veredelung erschwert die Verwertung organischer Wirtschaftsdünger im Sinne einer effizienten Humusreproduktion und Nährstoffverwertung. Aus Sicht des Klimaschutzes ist nicht die Steigerung vorhandener Vorräte an organischer Bodensubstanz vordringlich, sondern der Schutz vorhandener Kohlenstoffvorräte.

Dauerhaftigkeit/Umkehrbarkeit

Die zusätzliche Speicherung von organischem Bodenkohlenstoff im Zuge einer nachhaltigen Humuswirtschaft ist generell zeitlich und mengenmäßig begrenzt, da sich ein neues Gleichgewicht des Humusvorrats einstellt. Wird die Bewirtschaftung wieder geändert, kann der zuvor unter Umständen bereits über Jahrzehnte festgelegte organische Kohlenstoff in kurzer Zeit mineralisiert werden.

Potenzielle Verdrängungseffekte

Unter der Annahme, dass die Anreicherung von organischer Bodensubstanz die Bodenfruchtbarkeit fördert und die Erträge somit gleich bzw. auch gesteigert werden können (EDMEADES, 2003; JOHNSTON et al., 2009; LUDWIG et al., 2011), gibt es keine Verdrängungs- oder Leakageeffekte.

Weitere Umweltwirkungen

Durch die Anreicherung von organischer Bodensubstanz wird die Bodenfruchtbarkeit gefördert. Eine ausführliche Zusammenfassung der zahlreichen positiven Effekte der Humusanreicherung auf chemische, physikalische und biologische Bodeneigenschaften findet sich bei LAL (2011). Eine starke Humusanreicherung durch die Zufuhr organischer Dünger kann aber auch erhebliche negative Effekte haben, die in erster Linie durch Nährstoffüberschüsse und den Austrag in andere Ökosysteme verursacht werden.

Fazit

Aus Sicht des Klimaschutzes ist nicht die Steigerung der Vorräte organischer Bodensubstanz vordringlich, sondern der Schutz vorhandener Kohlenstoffvorräte. Dies gilt besonders für Böden mit sehr hohen Vorräten an organischer Bodensubstanz.

9.8 Reduzierte Bodenbearbeitung und Direktsaat

Maßnahmenbeschreibung

Reduzierte Bodenbearbeitung bedeutet Verzicht auf wendende Bodenbearbeitung. Sie kann unterteilt werden in

- konservierende Bodenbearbeitung, die aus nichtwendender Lockerung und Mulchsaat besteht, und
- Direktsaat, bei der keine Form der Bodenbearbeitung stattfindet (BRUNOTTE, 2007; BRUNOTTE und SOMMER, 2009).

Als mögliche Klimaschutzleistungen der reduzierten Bodenbearbeitung werden ihr Einfluss auf die Humusanreicherung in Böden sowie die Verringerung energetischer Aufwendungen bei der Bearbeitung angeführt.

Wirkung auf Treibhausgasemissionen

THG-Minderungspotenzial

Im Rahmen der IPCC-Richtlinien für nationale Treibhausgasinventare (IPCC, 2006) werden Standardverfahren zur Bewertung unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme auf die Vorräte an organischem Kohlenstoff in Ackerböden vorgeschlagen. Hierbei wird unterschieden zwischen a) intensiv wendender Bodenbearbeitung (full tillage), b) konservierender Bodenbearbeitung, die eine Mindestbedeckung der Bodenoberfläche mit Ernterückständen von 30 % gewährleistet (reduced tillage) und c) Direktsaat ohne Bodenbearbeitung (no-till). Weiterhin wird die Wirkung der Bodenbearbeitungssysteme nach Klimabereichen differenziert. Für den feucht-gemäßigten Klimabereich (nach IPCC-Definition), dem Niedersachsen zugeordnet ist, geht der IPCC-Ansatz davon aus, dass der Vorrat an organischer Substanz in der Bodentiefe 0 bis 30 cm bei Umstellung von konventioneller pflugbasierter Bearbeitung auf konservierende Bodenbearbeitung innerhalb von 20 Jahren um insgesamt 8 % (±5 %) ansteigt (IPCC, 2006). Bei einem mittleren Vorrat an organischem Kohlenstoff in Ackerböden von 53 t/ha (in 0 bis 30 cm) entspricht das einer C-Festlegung von insgesamt 4,24 t C/ha in 20 Jahren (dies entspricht einer Atmosphärenentlastung von 15,5 t CO_2/ha) bzw. 0,21 t C/ha jährlich (entspricht einer Atmosphärenent-

lastung von 0,77 t CO_2/ha und Jahr). Die Umstellung auf Direktsaat ohne Bodenbearbeitung würde unter denselben Annahmen zu einer Zunahme des Vorrats an organischem Bodenkohlenstoff von 15 % (±4 %) führen.

Generell ist festzuhalten, dass der Effekt der Bodenbearbeitung auf die Speicherung von organischem Bodenkohlenstoff zeitlich und mengenmäßig begrenzt ist, da sich innerhalb von rund 50 Jahren ein neues Gleichgewicht des Humusgehalts einstellt (SMITH et al., 1998). Hinzu kommt, dass sich eine Humusanreicherung nur bei dauerhafter und konsequenter Anwendung konservierender Bodenbearbeitung bzw. Direktsaat ergibt.

Unter Verwendung von IPCC-Emissionsfaktoren und in Anlehnung an den IPCC-Ansatz, kommen Modellstudien für die EU (LESSCHEN et al., 2008), für Baden-Württemberg (ANGENENDT et al., 2007[7]), und auch für Niedersachsen (TRIEBE, 2007) zu dem Schluss, dass die Umstellung auf konservierende Bodenbearbeitung und mehr noch auf Direktsaat effiziente Klimaschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft darstellen. Dabei stützt sich der IPCC-Ansatz auf die Ergebnisse zahlreicher vergleichender Studien, in denen Langzeiteffekte unterschiedlicher Bodenbearbeitung auf den Humusvorrat in Oberböden analysiert wurden (u. a. zusammenfassende Studien von SMITH et al., 1998; WEST und POST, 2002; JARECKI und LAL, 2003).

In mehreren aktuellen Studien wird kritisch hinterfragt, ob der IPCC-Ansatz eine ausreichende Grundlage für die wissenschaftlich fundierte Bewertung der Klimawirksamkeit von Bearbeitungssystemen ist. Zentrale Probleme des Ansatzes bilden folgende Punkte:

- die Beschränkung der Analyse der Kohlenstoffspeicherung auf den Oberboden (maximale Tiefe von 30 cm),
- unzureichende Kenntnisse und die entsprechend fehlende Berücksichtigung der Wirkung unterschiedlicher Bearbeitungsverfahren auf die Emission des Treibhausgases N_2O,
- das methodische Problem, dass sich die Trockenraumdichte der Böden durch die Bearbeitungsvarianten verändert und bei einer Probenahme bis in eine einheitliche Bodentiefe entsprechend unterschiedliche Bodenmengen anfallen, deren Humusvorrat nicht direkt vergleichbar ist. In den Varianten mit höherer Trockenraumdichte (meist Direktsaat) führt dies zu einer relativen Überschätzung des Humusvorrats.

Es ist vielfach belegt und unstrittig, dass sowohl die pfluglose, konservierende Bodenbearbeitung als auch besonders die Direktsaat im Vergleich zum konventionellen Pflügen zu einer deutlichen Anreicherung von organischer Substanz in den obersten 15 cm des Bo-

[7] ANGENENDT et al. (2007) haben daneben auch eigene Messungen, Literaturdaten und Modellierung von Emissionswerten vorgenommen, wobei sie sich auf Bodentiefen bis 20 cm beschränkten.

dens führen (WEST und POST, 2002; DOLAN et al., 2006). Die Analyse der Tiefenwirkung der Bearbeitungsvarianten hinsichtlich der Humusspeicherung stellt den postulierten Klimaschutzbeitrag der beiden pfluglosen Bearbeitungssysteme jedoch in Frage. Die Ergebnisse von mehreren Studien und Standorten zeigen, dass bei einer Bilanzierung der organischen Bodensubstanz bis in eine Tiefe von 40 bis 60 cm meist keine Unterschiede zwischen den Bearbeitungsvarianten nachzuweisen sind (DOLAN et al., 2006; BAKER et al., 2007; BLANCO-CANQUI und LAL, 2008). Eine wichtige Ursache hierfür ist, dass in gepflügten Varianten oft höhere Humusgehalte in den Unterböden gefunden werden als in pfluglosen Varianten (ANGERS et al., 1997; BLANCO-CANQUI und LAL, 2008; APPEL et al., 2008). Dies wird in erster Linie auf die Einarbeitung von organischem Material in tiefere Bodenschichten zurückgeführt, wo es langsamer zersetzt wird und das Potenzial zur Stabilisierung durch Bindung an Mineraloberflächen im Vergleich zum Oberboden größer ist (VON LÜTZOW et al., 2006). Laufende Untersuchungen auf Bodenbearbeitungsversuchen der Universität Göttingen, auf denen seit über 30 Jahren konservierende Bodenbearbeitung bzw. pflugbasierte Bearbeitung durchgeführt wird, zeigen ebenfalls keine signifikante Veränderung des gesamten Vorrats an organischer Bodensubstanz bis in eine Bodentiefe von 50 cm (DFG-Graduiertenkolleg 1397, mündliche Mitteilung). Hingewiesen sei an dieser Stelle auch auf eine ältere Studie aus Niedersachsen von NIEDER und RICHTER (1986) zur Wirkung der Krumenvertiefung Anfang der 70er-Jahre, die zeigt, dass eine zunehmende Bodenbearbeitungstiefe nicht generell zu geringeren Humusvorräten führt. Die Ergebnisse dieser Inventurstudie zur Veränderung des Humusvorrats zeigen, dass die Krumenvertiefung um ca. 10 cm auf Löß-Parabraunerden zu einem deutlichen Anstieg des Vorrats an organischer Bodensubstanz geführt hat (bis zu 15 t Kohlenstoff/ha). Die Ergebnisse zeigen, dass die Bewertung verschiedener Bodenbearbeitungssysteme hinsichtlich der Speicherung organischer Substanz im Bodenprofil deutlich unsicherer und komplexer ist, als es die aktuellen IPCC-Richtlinien wiedergeben.

Die Bewertung der Klimawirksamkeit von Bodenbearbeitungssystemen darf nicht nur anhand der Speicherung von organischer Bodensubstanz erfolgen, da auch eine Veränderung der N_2O-Emission aus den Böden erfolgen kann. Diese Emissionen können die Treibhausgasbilanz von Bearbeitungssystemen entscheidend beeinflussen (SIX et al., 2004). SMITH und CONEN (2004) kommen in ihrem Literaturüberblick zu dem Schluss, dass die N_2O-Emission bei Direktsaat in den meisten Fällen höher ist als bei konventioneller Bearbeitung mit dem Pflug. ROCHETTE (2008) wertete 25 Feldversuche zum Einfluss der Bodenbearbeitung auf die N_2O-Emission zusammenfassend aus. Seine Ergebnisse zeigen, dass die Gefahr deutlich erhöhter N_2O-Freisetzung bei Direktsaat besonders bei feintexturierten Böden in Regionen mit feuchtem Klima besteht. In diesen Böden, die oft einen hohen Wassergehalt und eingeschränkte Belüftung aufweisen, führte die Direktsaat im Vergleich zu gepflügten Varianten zu einem mittleren Anstieg der N_2O-Emission von 2 kg N_2O-N/ha. Dies entspricht einer jährlichen Atmosphärenbelastung in Höhe von 0,974 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha und kann damit auch bei der Annahme einer stattfinden C-Sequestrierung dieselbige überkompensieren. In gut belüfteten Böden zeigte sich kein eindeutiger Effekt der Bearbeitungsvarianten

auf die Emission von N_2O. Als mögliche Ursachen für erhöhte Emissionen bei pflugloser Bearbeitung werden die Humusanreicherung im Oberboden sowie die Zunahme der Trockenraumdichte und des wassergefüllten Porenraumes diskutiert.

Ein gut dokumentierter Effekt unterschiedlicher Bearbeitungssysteme auf die Emission von Treibhausgasen ergibt sich aus den unterschiedlichen energetischen Aufwendungen im Zuge der Bewirtschaftung. Dieselverbrauchsdaten für gesamte Produktionsverfahren werden vom KTBL (2008b) angegeben. Die abgeleitete Emissionsminderung ist in Tabelle 9.8-1 zusammengefasst.

Tabelle 9.8-1: Dieseleinsparung pro Jahr und dadurch erzielte Emissionsminderung durch die Umstellung von Pflug-basierter Bodenbearbeitung auf nicht-wendende Bodenbearbeitung bzw. auf Direktsaat

	Jährliche Einsparung gegenüber Pflug-basierter Bodenbearbeitung			
	Nicht-wendende Bearbeitung		**Direktsaat**	
	Dieseleinsparung	Emissionsminderung	Dieseleinsparung	Emissionsminderung
Kultur	l/ha	t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha	l/ha	t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha
Winterweizen	6,0	0,02	51,1	0,16
Körnermais	4,6	0,01	k.A.	k.A.
Sommergerste	5,1	0,02	51,1	0,16
Kartoffel	4,8	0,02	k.A.	k.A.
Winterraps	6,1	0,02	51,1	0,16

Quelle: Abgeleitet nach KTBL (2008b) sowie EF für den Dieseleinsatz nach LfU (2010).

Ein etwas geringeres mittleres Einsparpotenzial von jährlich 0,08 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha errechneten SMITH et al. (1998) für die Umstellung von pflugbasierter Bodenbearbeitung auf Direktsaat in Europa. Generell ist anzumerken, dass die Dieseleinsparung von der Schlaggröße beeinflusst ist und bei größeren Schlägen etwas geringer ausfällt. Legt man für Deutschland die KTBL-Zahlen über den Dieselverbrauch zugrunde, dann beträgt die jährliche THG-Einsparung durch Umstellung auf Mulchsaat zwischen 0,01 und 0,02 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha und für die Umstellung auf Direktsaat etwa 0,16 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha. Im Gegensatz zu einer möglichen C-Festlegung in den Böden, die zeitlich und mengenmäßig begrenzt ist, weist das CO_2-Einsparpotenzial der Energieeinsparung keine zeitliche Limitierung auf.

In der Praxis ist die konsequente Umsetzung von reduzierter Bodenbearbeitung zudem problematisch, da sie nicht auf allen Böden empfehlenswert ist und an ungünstigen Standorten zu Ertragseinbußen führen kann, was sich auch ungünstig auf die Klimawirksamkeit der Maßnahme pro Produkteinheit auswirkt. Zudem sind manche Kulturen nicht für den kompletten Verzicht auf den Pflug geeignet, wobei der Einsatz des Pfluges auch in unregelmäßigen Abständen den potenziell positiven Effekt der reduzierten Bodenbearbeitung auf die Humusvorräte im Boden umkehren kann.

Aufgrund der dargestellten Unsicherheiten in der Bewertung der Klimawirksamkeit unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme (Kohlenstoffspeicherung in Böden, N_2O-Emission) sowie der möglichen Ertragsunsicherheiten kann die Umstellung auf konservierende Bodenbearbeitung oder Direktsaat aus unserer Sicht derzeit nicht als wissenschaftlich gesicherte, effiziente Klimaschutzmaßnahme in der Landwirtschaft empfohlen werden. Der gesicherte Beitrag durch die Einsparung fossiler Energieträger im Zuge der Bewirtschaftung ist relativ gering.

Dauerhaftigkeit/Umkehrbarkeit

Die zusätzliche Speicherung von organischem Bodenkohlenstoff im Zuge der Umstellung der Bodenbearbeitung ist generell zeitlich und mengenmäßig begrenzt, da sich ein neues Gleichgewicht des Humusvorrats einstellt. Wird die Bewirtschaftung wieder geändert, kann der zuvor festgelegte organische Kohlenstoff in kurzer Zeit mineralisiert werden.

Die Emissionsreduktion durch die Verringerung des Energieeinsatzes ist dauerhaft und nicht umkehrbar.

Potenzielle Verdrängungseffekte

Unter der Annahme, dass die Erträge im langjährigen Mittel nicht durch die Bodenbearbeitungssysteme verändert werden (BRAND-SASSEN, 2004), gibt es keine Verdrängungs- oder Leakageeffekte. Unter schlechten Bedingungen kann es aber zu Mindererträgen kommen. Dabei kann Direktsaat eher zu Ertragseinbußen führen als Mulchsaat (z. B. KORTE, 1989; RICHTER und TEBRÜGGE, 1997) oder höheren Betriebsmitteleinsatz für ein ähnliches Ertragsniveau erfordern (z. B. WOLFGARTEN, 1989). Zum Beispiel können insbesondere bei Direktsaat Mindererträge durch Mäuse eintreten, die durch die Mulchschicht gefördert werden (APPEL et al., 2008); und besonders in feuchteren Regionen macht der Pilzbefall im Zusammenspiel mit verbleibenden Ernterückständen Probleme (ECCP, 2003).

Weitere Umweltwirkungen

Viele der unter zitierten Autoren, auch solche, die der Klimawirksamkeit der konservierenden Bodenbearbeitung kritisch gegenüber stehen, betonen dennoch, dass sie dieselbe als positive Umweltmaßnahme betrachten. Zu den Vorteilen zählen vor allem weniger Erosion, höhere Wasserhaltefähigkeit, weniger oberflächlicher Abfluss, geringere Nährstoffauswaschung, bessere Infiltration, höhere Nährstoffbindung und verringerte Einträge von Schadstoffen, wie Nitrat in Gewässer, sowie eine höhere Vielfalt des Bodenlebens.

Durch die Zunahme der Bodendichte kann es in ungünstigen Fällen aber auch zu negativen Effekten wie beispielsweise einer verminderten Wasserinfiltration kommen (z. B. APPEL, 2008; SCHMIDT et al., 2007b). Zudem ist nicht zu vernachlässigen, dass bei konservierender Bodenbearbeitung tendenziell mehr Pflanzenschutzmittel eingesetzt werden (WEGENER, 2001, in TRIEBE, 2007; KLINGBIEL, 2003, in BRAND-SASSEN, 2004).

Fazit

Aufgrund der dargestellten Unsicherheiten in der Bewertung der Klimawirksamkeit unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme (Kohlenstoffspeicherung in Böden, N_2O-Emission) kann die Umstellung auf konservierende Bodenbearbeitung oder Direktsaat aus unserer Sicht derzeit nicht als wissenschaftlich gesicherte, effiziente Klimaschutzmaßnahme in der Landwirtschaft empfohlen werden.

Der gesicherte Beitrag durch die Einsparung fossiler Energieträger im Zuge der Bewirtschaftung ist relativ gering und sollte aus Klimaschutzgründen allenfalls durch eine Bereitstellung von Informationsmaterialien gefördert werden. Die THG-Einsparungen durch Einsparung von Diesel im Verfahren liegen zwischen 0,01 und 0,02 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha bei konservierender Bodenbearbeitung und etwa 0,16 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha bei Direktsaat.

Aus Sicht des Erosionsschutzes ist diese Maßnahme jedoch empfehlenswert.

9.9 Vermeidung von Bodenverdichtung in und durch Fahrspuren sowie Unterlassen der Düngung in den Fahrspuren

Maßnahmenbeschreibung

Die Verdichtung von Böden durch das Überfahren mit schweren Maschinen im Zuge der Bewirtschaftung kann zu erhöhten N_2O-Emissionen aus den Fahrspuren führen, da die Denitrifikation durch die Verringerung des luftgefüllten Porenvolumens sowie die Gefahr der Staunässebildung im Bereich der Bodenverdichtung begünstigt wird (RUSER et al., 1998). Dies ist besonders dann der Fall, wenn gleichzeitig eine hohe Nitratverfügbarkeit gegeben ist. Eine mögliche Maßnahme zur Minderung der N_2O-Emission ist daher die Minimierung der Bodenverdichtung in und durch Fahrspuren, verbunden mit der Vermeidung der Düngung in den Fahrspuren. Das Risiko der Bodenverdichtung durch Fahrspuren ist besonders in Böden mit hohem Ton und Schluffgehalt gegeben. Bodenverdichtung außerhalb der Fahrspuren, beispielsweise bei Ernteverfahren mit hohen Radlasten, ist ebenso zu minimieren, steht hier jedoch nicht im Fokus der Betrachtung.

Mehrere Maßnahmen können zur Vermeidung der Bodenverdichtung in und durch Fahrspuren beitragen. Zu den wichtigsten zählt das Vermeiden der Befahrung bei zu feuchten Bedingungen. Weiterhin sind die Anzahl der Überfahrten, das Gewicht der Maschinen sowie die Übertragung der Last auf die Bodenoberfläche bedeutsam. Die Tiefenwirkung der Verdichtung kann durch die Wahl der Bereifung (Breitreifen, Terrareifen) und den Reifendruck beeinflusst werden (BRAND-SASSEN, 2004). Ein weiterer Ansatz ist, die verdichteten Fahrspuren auf einen minimalen Anteil der Fläche zu reduzieren. Dazu werden Systeme zur kontrollierten Befahrung mit abgestimmten Arbeitsbreiten („Controlled Traffic Farming (CTF)“) eingesetzt, bei denen dieselben Fahrspuren über Jahre genutzt werden. Voraussetzung hierzu ist, dass sämtliche Arbeiten ausschließlich von diesen permanenten Fahrgassen aus erfolgen, um die Bodenverdichtung auf der gesamten Fläche zu minimieren. Zwischen diesen wird der Boden nicht mehr befahren. Zum Wiederauffinden der Fahrspuren werden GPS-Parallelfahrsysteme genutzt. Relativ neu auf dem Markt ist hierzu der Einsatz von RTK-DGPS (Real Time Kinematic Differential Global Positioning Systems), eine GPS-gesteuerte Lenkautomatik, die die Überlappungen der Fahrspuren auf ±2 cm beschränkt (VERMEULEN et al., 2010). Diese Verfahren befinden sich in Deutschland im Erprobungsstadium.

Wirkung auf Treibhausgasemissionen

THG-Minderungspotenzial

Mehrere Studien belegen, dass aus verdichteten Fahrspuren erhöhte N_2O-Emissionen und gasförmige N-Austräge auftreten (vgl. Tabelle 9.9-1). BAKKEN et al. (1987) untersuchten die Denitrifikationsraten in Böden, die bei unterschiedlicher Feuchte durch Überfahrten mit einem Traktor verdichtet wurden. Die Belastung nasser Böden führte zu einer deutlichen Reduktion des Porenvolumens und zu drei- bis vierfach erhöhten gasförmigen N-Verlusten durch Denitrifikation. HANSEN et al. (1993) fanden in einer vierwöchigen Untersuchung erhöhte N_2O-Emissionsraten aus einem N-gedüngten (Ammoniumnitrat) Boden, der durch Befahren mit einem Traktor verdichtet wurde. Durch die Erhöhung der Trockenraumdichte von 1,21 auf 1,30 g/cm^3 stieg die N_2O-Freisetzung um circa ein Drittel an. RUSER et al. (1998) stellten fest, dass die N_2O-Emission aus einem Kartoffelfeld in Süddeutschland (Lößboden) zum größten Teil aus den verdichteten Fahrspuren stammte, obwohl diese nur 16 % der Feldoberfläche stellten. Auch BALL et al. (1999) wiesen erhöhte N_2O-Emissionen aus Fahrspuren nach. In Kurzzeituntersuchungen über zwei Wochen stellte MOTZ (2003) fest, dass die Verringerung des Reifendrucks eine Verminderung der N_2O-Emission aus gedüngten Fahrspuren bewirkte. Die Tabelle 9.9-1 gibt einen Überblick über die Ergebnisse von Studien zur N_2O-Emission aus Fahrspuren.

Die Ergebnisse zeigen, dass erhöhte N_2O-Emissionen aus Fahrspuren in feinkörnigen Böden einen erheblichen Anteil an der gesamten Emission der Produktionsflächen haben können. Die Emissionen werden maßgeblich durch die Zerstörung von Grobporen und die

dadurch verminderte Belüftung des verdichteten Bodens verursacht. Problematisch ist die Ableitung des Emissionsminderungspotenzials auf der Basis von Kurzzeituntersuchungen, da diese generell unzureichend sind, um die Bedeutung von Fahrspuren für die Gesamtemission eines Standorts abzubilden. Sie geben jedoch einen Hinweis, dass die verdichteten Fahrspuren maßgeblich die Höhe der N_2O-Emissionen aus der gesamten Produktionsfläche im Jahresverlauf beeinflussen. Die Ergebnisse der Untersuchungen, die mindestens eine Vegetationsperiode umfassen (FLESSA et al., 2002b, Tabelle 9.9-1), weisen auf einen Anteil der Fahrspuren an der gesamten N_2O-Emission der Produktionsflächen von 21 bis 27 % hin. Nach RUSER et al. (1998) variiert der Anteil der N_2O-Emissionen aus den Fahrspuren an der gesamten N_2O-Emission der Produktionsflächen sogar von 18 bis 100 %. Außerdem zeigt MOTZ (2003), dass die Emissionen aus den Fahrspuren auch neun Monate nach der Verdichtung und acht Monate nach Düngung noch um 30 bis 70 % erhöht sein können.

Da sich im Zuge der Produktion immer Fahrspuren ergeben, können diese Emissionen nicht komplett vermieden werden. Es bestehen jedoch Minderungsoptionen durch die Verringerung der Stärke der Verdichtung und der Flächenanteile der Fahrspuren. In der landwirtschaftlichen Praxis sind diese Faktoren oftmals negativ korreliert, da mit zunehmenden Arbeitsbreiten die Radlasten steigen.

Eine entscheidende Größe für die Höhe der Emission ist die Nitratverfügbarkeit in den Fahrspuren (RUSER et al., 1998). Der Eintrag von N-Dünger in die verdichteten Bereiche führt meist zu hohen Nitratgehalten, da die Durchwurzelung und Nährstoffaufnahme in den verdichteten Fahrspuren gering ist. Der kaum produktive aber umweltbelastende N-Eintrag in die Fahrspuren sollte daher vermieden werden. Bei den üblichen Abständen der Fahrgassen, beispielsweise in Getreideschlägen von 24 m und einer Reifenbreite von 650 mm, beträgt der Flächenanteil der Fahrspuren rund 5 %. In Kulturen, in denen mechanische Pflegearbeiten durchgeführt werden, kann dieser Anteil deutlich steigen. In der Studie von RUSER et al. (1998) betrug der Flächenanteil der Fahrspuren in einem Kartoffelfeld ca. 16 %. Je nach Pflegearbeiten kann dieser Anteil auch geringer sein.

Eine Einsparung von N-Dünger in entsprechender Höhe würde sowohl die Emissionen aus den Fahrspuren als auch die Emissionen durch die Düngemittelbereitstellung verringern. Die Literaturdaten in Tabelle 9.9-1 weisen darauf hin, dass düngungsinduzierte Emissionen in den Fahrspuren und in der Vegetationsperiode um 30 % und bis zu 900 % größer sind als in den nicht verdichteten Bereichen. Extremwerte wurden von RUSER et al. (2008) in einem Kartoffelfeld gemessen, wo in den Fahrspuren bis zu ein Drittel des eingetragenen N-Düngers als N_2O emittierten. Es gibt jedoch auch Studien, die diese Erhöhung nicht zeigen.

Tabelle 9.9-1: Zusammenfassung der Ergebnisse aus Studien zur N_2O-Emission aus verdichteten Fahrspuren

Referenz	Bodenart	Kulturart	Messperiode	Messvarianten		N-Düngung (ggf. Höhe der N-Düngung)
				Messung der Emissionen in den Fahrspuren, unverdichteten Zwischendammbereich, im Damm, im Feld	N_2O-N kg/ha	
Ruser et al., 1998	Feinlehmiger Dystric Eutrochrept	Kartoffeln	Ganzjährig: Januar bis Dezember 1996	Feld insgesamt	16	150 kg N/ha
		Kartoffeln	Mai bis Ende September 1996	Fahrspuren	18	
				Zwischendammbereich	3	
				Damm	2	
		Kartoffeln	Ganzjährig: Januar bis Dezember 1996	Feld insgesamt	8	50 kg N/ha
		Kartoffeln	Mai bis Ende September 1996	Fahrspuren	50	
				Zwischendammbereich	5	
				Damm	4	
				Messung der Emissionen innerhalb der Fahrspuren Reifendruck (bar)/Anzahl der Überfahrten	N_2O-N kg/ha	
Motz, 2003	Schluffiger Lehm, Stagnic Luvisol, pseudovergleyte Parabraunerde	Kleegras	1 Woche Ende November/ Anfang Dezember 2000	0,6/2	3,5	Keine N-Düngung
				1,2/2	3,6	
				1,2/6	1,7	
		Kleegras	Ca. 2 Wochen Mitte Dezember 2000	0,6/2	2,7	N-Düngung mit Flüssigmist in die Fahrspuren
				1,2/2	3,8	
				1,2/6	3,8	
		Winterweizen	2 Wochen Ende August 2001	0,6/2	1,0	N-Düngung mit Flüssigmist in die Fahrspuren
				1,2/2	1,7	
				1,2/6	1,3	

Tabelle 9.9-1: Fortsetzung 1

Referenz	Bodenart	Kulturart	Messperiode	Messvarianten		N-Düngung (ggf. Höhe der N-Düngung)
				Messung auf unterschiedlich befahrenen Feldteilen		
				Normale Bearbeitung (Pflügen, 2x Eggen, Walzen, Aussaat)	N_2O-N kg/ha	
Hansen et al., 1993	Natürlich drainierter sandiger Lehm "developed on fluvial deposits"	Grünfutter mit Raps, Gerste, Erbsen, Wicke, "Westerwolth rye-grass"	Drei Wochen im Juni/Juli 1991	Mit NPK	532	140 kg N/ha
				Rindergülle	358	189 kg N/ha
				Rindergülle	252	81 kg N/ha
				Ungedüngt	62	
				Zwei Überfahrten mit 4-t-Traktor plus normale Bearbeitung		
		Grünfutter mit Raps, Gerste, Erbsen, Wicke, "Westerwolth rye-grass"	Drei Wochen im Juni/Juli 1991	Mit NPK	736	140 kg N/ha
				Rindergülle	268	189 kg N/ha
				Rindergülle	217	81 kg N/ha
				Ungedüngt	57	
				Vergleich von Flächen mit unterschiedlichem Verdichtungsgrad nach Pflügen und Einarbeitung der Vorfruchtreste und Anwendung der Verdichtungsmaßnahme		
					μN_2O-N/m²/h	
Ball et al., 1999	Unvollständig drainierter Lehm, „Cambisol“	Sommergerste Gerste (a); Wintergerste (b & c)	a) 5.04.-14.07.1995	Keine Verdichtung	11,7	120 kg N/ha
				Leichte Verdichtung (mit schwerer Walze)	6,3	
				Schwere Verdichtung durch Befahrung mit beladenem Traktor	11,3	
				Schwere Verdichtung, auf 10 cm gelockert	11,3	
		Sommergerste Gerste (a); Wintergerste (b & c)	b) 29.09.1995-17.03.1996	Keine Verdichtung	22,1	70 kg N/ha
				Leichte Verdichtung (mit schwerer Walze)	16,7	
				Schwere Verdichtung durch Befahrung mit beladenem Traktor	30,0	
				Schwere Verdichtung, auf 10 cm gelockert	31,3	
			c) 08.03-22.04.1996	Keine Verdichtung	26,7	110 kgN/ha
				Leichte Verdichtung (mit schwerer Walze)	17,9	
				Schwere Verdichtung durch Befahrung mit beladenem Traktor	41,7	
				Schwere Verdichtung, auf 10 cm gelockert	40,9	

Tabelle 9.9-1: Fortsetzung 2

Referenz	Bodenart	Kulturart	Messperiode	Messvarianten		N-Düngung (ggf. Höhe der N-Düngung)
				Messung der Emissionen in den Fahrspuren, unverdichteten Zwischendammbereich, im Damm, im Feld	N_2O-N kg/ha	
Flessa et al., 2002b	Feinlehmiger Dystric Eutrochrept	Kartoffeln	a) Mai-Sept. 1997	Feld insgesamt	1,62	75 kg N/ha
				Fahrspuren	2,67	
				Zwischendammbereich	0,63	
				Damm	1,61	
		Kartoffeln	b) Mai-Sept. 1998	Feld insgesamt	2,02	37 kg N/ha
				Fahrspuren	2,50	
				Zwischendammbereich	1,64	
				Damm	2,00	
				Messung im Feld inkl. Fahrspuren gegenüber Feld ohne Fahrspuren (hochgerechnet)	N_2O-N kg/ha	
Vermeulen und Mosquera, 2009	Fluvisol	Feldgemüse (Karotten, Zwiebeln, Erbsen, Spinat)	Ca. vier Wochen in Vegetationsperiode, nach WD-Ausbringung 2004 und 2005	Karotten 2004 mit Fahrspuren	1,41	Wirtschaftsdünger
				Karotten 2004 ohne Fahrspuren	0,86	
				Spinat 2005 mit Fahrspuren	3,96	
				Spinat 2005 ohne Fahrspuren	2,17	
				Gesäte Zwiebeln 2004 mit Fahrspuren	1,78	
				Gesäte Zwiebeln 2004 ohne Fahrspuren	1,40	
				Gepflanzte Zwiebeln 2005 mit Fahrspuren	1,85	
				Gepflanzte Zwiebeln 2005 ohne Fahrspuren	1,41	

Auch der Austausch von Methan zwischen den Böden und der Atmosphäre wird durch die Bodenverdichtung verändert. Aufgrund der stark herabgesetzten Gasdiffusionsraten in den verdichteten Fahrspuren ist die Aufnahme von atmosphärischem CH_4 in diese Bereiche erheblich verringert, und es zeigen sich mitunter auch Methanemissionen, die auf stark anoxische Bedingungen schließen lassen (RUSER, 2008; VERMEULEN und MOSQUERA, 2009). Für die gesamte Klimawirksamkeit verdichteter Fahrspuren sind jedoch in erster Linie die N_2O-Emissionen entscheidend.

Für Anbausysteme, die für alle Überfahrten fest angelegte Fahrspuren verwenden („Controlled Traffic Farming (CTF)“), weisen VERMEULEN und MOSQUERA (2009) zusätzlich eine deutliche Emissionsminderung durch um 13 bis 37 % verringerten Dieselverbrauch aus, der in erster Linie aus dem verringerten Widerstand beim Befahren der verdichteten Fahrspuren resultiert.

Die existierenden Studien zeigen, dass die Vermeidung der Bodenverdichtung in und durch Fahrspuren eine geeignete Maßnahme ist, N_2O-Emissionen zu verringern. Ein Schlüssel für die Emissionsminderung ist die Vermeidung von N-Einträgen in die Fahrspuren, da die Düngerausnutzung in diesen Bereichen gering und die düngungsinduzierten Emissionen sehr hoch sind. Im Falle eines Flächenanteils der Fahrspuren von 5 % (Getreide) und einem Düngungsniveau von 180 kg N/ha und Jahr aus mineralischer N-Düngung ergibt sich eine Emissionsminderung aus der Verringerung der Düngerapplikation in die Fahrspuren (-9 kg N/ha) von mindestens 158 kg $CO_{2\text{-Äqu.}}$/ha und Jahr (verringerte Emissionen aus den Fahrspuren und aus der Düngemittelbereitstellung, vgl. Tabelle 9.1-2). Hierbei ist noch nicht berücksichtigt, dass Fahrspuren in den meisten Fällen deutlich erhöhte N_2O-Emissionsfaktoren aufweisen. In Kulturen mit größeren Flächenanteilen der Fahrspuren würde die Emissionsminderung entsprechend steigen.

Dauerhaftigkeit/Umkehrbarkeit

Eine einmal erzielte Emissionsminderung ist nicht umkehrbar. Ein jährlicher Beitrag zum Klimaschutz ist nur bei genereller, jährlicher Umsetzung von Bewirtschaftungsmaßnahmen gegeben, die die Verdichtung minimieren und den N-Eintrag in die Fahrspuren vermeiden.

Potenzielle Verdrängungseffekte

Da keine Ertragseinbußen durch das Vermeiden des N-Eintrags in den Fahrspuren zu erwarten sind, sind Verdrängungseffekte nicht zu befürchten.

Weitere Umweltwirkungen

Vgl. Kapitel 9.1.

Potenzial zur THG-Emissionsminderung in Niedersachsen

Regionale Bedeutung (Ist-Zustand) und mögliche Emissionsminderung

Technisch umsetzbar ist die Aussparung von Fahrgassen bei Schleppschlauchverfahren, indem die Ventile zu den Schläuchen geschlossen werden können. In Niedersachsen wird Schweinegülle bereits zu ca. 53 % und Rindergülle zu 17 % der auf Acker ausgebrachten Güllemenge mit Schleppschlauch ausgebracht (STATISTISCHES BUNDESAMT, 2011). Somit wäre hier die Umsetzung problemlos möglich. Ein entsprechendes Emissionsminderungspotenzial kann jedoch nicht ausgewiesen werden.

Eine Aussparung der Fahrgassen bei der Düngeapplikation wäre außerdem durch die Präzisionsdüngung wie Banddüngung, Injektionsdüngung sowie Flüssigdüngung mit Pflanzenschutzspritzen möglich. Neu in der Entwicklung sind Pflanzenschutzspritzen, die eine Ausschaltung von einzelnen Düsen erlauben. Gängige Praxis ist die Aussparung von Fahrspuren jedoch nicht. Bei Großflächenstreuern ist die Aussparung technisch kaum möglich.

Breitreifen- und Regeldruckanlagen zur Reduzierung der Verdichtung in den Fahrspuren sind in Deutschland verfügbar. Regeldruckanlagen werden vor allem von Lohnunternehmern in Niedersachsen bereits verwendet[8] (Expertenkommentar LWK Niedersachsen Kowalewski).

CTF wird bisher besonders in Australien auf großen Betrieben auf mehreren Millionen Hektar angewandt (HOLPP, 2009) und dort häufig voll umgesetzt (8 bis 12 % der Fläche sind unbearbeitete Fahrspuren). In Europa kommen bisher nur Teillösungen zum Einsatz, bei denen die Spuren mit bearbeitet werden (VERMEULEN et al., 2010). Dies kann für das Emissionsgeschehen keine großen Vorteile gegenüber den gängigen Verfahren in Deutschland bringen.

Abbildbarkeit in der Emissionsberichterstattung

Die Abbildbarkeit der Emissionsminderung im Rahmen der Emissionsberichterstattung ist nur teilweise möglich. Eine Verringerung der Aufwendung von N-Mineraldünger wird erfasst, spezifische Fahrspureffekte können nicht abgebildet werden.

Fazit

Die Vermeidung von Bodenverdichtung in und durch Fahrspuren sowie die Reduzierung der N-Ausbringung in den Fahrspuren ist in Kombination mit einer exakten Düngerausbringung infolge Bandapplikation, Injektionsdüngung und auch Schleppschlauchverfahren

[8] Durch die Regeldruckanlagen können auf der einen Seite die Reifen bei Straßenfahrten geschont werden und auf der anderen Seite Äcker auch bei suboptimalen Bedingungen eher befahren werden.

zu empfehlen. (Vgl. Kap. 9.4 und 10.6). Die THG-Reduzierung erfolgt zum einen durch die Einsparung der eingesetzten N-Dünger aufgrund der Aussparung der Fahrgassen und zum anderen durch die reduzierten Emissionen aus den Fahrspuren.

10 Maßnahmen im Bereich der Tierproduktion

10.1 Stickstoffoptimierte Fütterung (Schweine, Geflügel)

Maßnahmenbeschreibung

Eine wesentliche Quelle der NH_3- und N_2O-Emissionen aus der Tierproduktion sind die mit den Exkrementen ausgeschiedenen Stickstoffverbindungen. Der über das Futter aufgenommene Stickstoff wird bei landwirtschaftlichen Nutztieren zu 60 bis 90 % wieder ausgeschieden (FLACHOWSKY und LEBZIEN, 2007). Die N-haltigen Emissionen aus den tierischen Exkrementen werden maßgeblich durch den Stickstoffgehalt, die Stickstoffbindungsform, die Art und Dauer der Lagerung, den Ausbringungszeitpunkt sowie die Art der Ausbringung und Einarbeitung beeinflusst. Eine wichtige Steuergröße für die NH_3-Emission ist der TAN-Gehalt (total ammoniacal nitrogen: NH_4-N + NH_3-N) von Wirtschaftsdüngern, der in erster Linie aus dem Stickstoff im Urin (Harnstoff) gebildet wird. Somit kann die Verringerung des N-Gehaltes der Exkremente und besonders des Urinstickstoffs einen Beitrag zum Klimaschutz leisten. Zwar ist ein nicht unerheblicher Teil dieser N-Ausscheidungen unvermeidbar (NAHM, 2007), doch über die Fütterung kann mit folgenden Maßnahmen ein deutlicher Einfluss ausgeübt werden:

- Reduzierung des Stickstoffgehaltes des Futters auf den Bedarf der Tiere unter Beachtung der präcaecalen Verdaulichkeit.[1] Bei eigenem Futteranbau kann dies auch entsprechende Futteranalysen beinhalten, da Proteingehalte in den Futterpartien stark schwanken können (GROß, 2006; MEYER, 2010).
- Reduzierung des Stickstoffgehaltes des Futters durch Anpassung an unterschiedliche Ansprüche in verschiedenen Lebensphasen („Phasenfütterung“) und Produktionsstadien (z. B. Differenzierung nach tragenden und laktierenden Tieren). Im Laufe der Mast von Schweinen und Geflügel sinkt der Proteinbedarf im Verhältnis zum Energiebedarf.
- Zufütterung limitierender Aminosäuren (vor allem Lysin, Methionin, Threonin und Tryptophan) und die dadurch ermöglichte Reduzierung des Gesamtproteingehaltes.[2] Dies kann über Fütterung synthetischer Aminosäuren geschehen oder durch eine entsprechende Kombination unterschiedlicher Proteinquellen, z. B. durch einen höheren Anteil von Schroten aus Ölsaaten.

---

[1] „Praecaecal“ bedeutet wörtlich „vor dem Blinddarm“, bezieht sich also auf die Verdauung im Dünndarm. Bei Schweinen können die Aminosäuren im Dickdarm nicht resorbiert werden. Sie werden zwar abgebaut, aber nur mikrobielle Abbauprodukte werden resorbiert und der Stickstoff wird mit dem Harn ausgeschieden (JEROCH et al., 1999).

[2] Die üblichen Getreide/Soja-Futtermischungen bei Schweinen haben eine Proteinzusammensetzung, die zu ca. 25 % wegen eines Aminosäureungleichgewichts nicht von den Tieren genutzt werden können (AARNINK und VERSTEGEN, 2007). Dies führt dazu, dass 30 bis 40 % Proteinüberschuss gefüttert werden müssen, um die Versorgung mit essentiellen Aminosäuren zu decken (JEROCH et al., 1999).

– Verschiebung des Harn-N- zu Kot-N-Verhältnisses. Dies geschieht zum Teil automatisch mit der Reduzierung der N-Ausscheidungen, da mit der Erhöhung der Ausscheidungen der N-Gehalt im Harn überproportional ansteigt (ECKARD et al., 2010).

Die Maßnahme der stickstoffoptimierten Fütterung zielt darauf ab, die N-Ausscheidungen bei gleichbleibenden Leistungen zu reduzieren unter der Annahme, dass in der Referenzsituation eine Überversorgung mit Protein besteht. Die N-Ausscheidung pro Produkteinheit kann in gewissem Rahmen auch durch eine Leistungssteigerung verringert werden (vgl. Kapitel 10.8).

Wirkung auf Treibhausgasemissionen

THG-Minderungspotenzial

Eine Wirkung der Maßnahme auf die THG-Emissionen ist immer abhängig von der Referenzsituation. Wird von einer einphasigen auf eine vierphasige Mast mit unterschiedlichen, bedarfsgerechten Futtermitteln umgestellt, so ist das Reduktionspotenzial bedeutend größer als bei Umstellung von einer dreiphasigen auf eine vierphasige Mast.

Für die üblichen N-Ausscheidungen über die Exkremente werden von FLACHOWSKY und LEBZIEN (2007) für Legehennen je nach Leistungen 55 bis 80 %, für Mastküken 60 bis 70 % und für Mastschweine 75 bis 85 % des aufgenommen N angegeben. Pro Kilogramm essbarem Protein werden zwischen 0,2 und 0,8 kg N ausgeschieden. In Tabelle 10.1-1 sind Ergebnisse von Studien zur Wirkung der proteinoptimierten Fütterung in der Schweinehaltung auf die N-Ausscheidung zusammenfassend ausgewertet. Dabei kommt der DLG-Veröffentlichung eine besondere Rolle zu, da hier in Deutschland übliche Verfahren verglichen werden (DLG, 2005, 2009). Diese Werte wurden auch für die Definition von N-Ausscheidungskoeffizienten der Tiere gemäß Düngeverordnung herangezogen. Andere wissenschaftliche Quellen können hingegen Aufschluss darüber geben, was zusätzlich oder alternativ möglich wäre. Innerhalb der in Deutschland üblichen Verfahren werden Einsparungspotenziale der N-Ausscheidung über die Exkremente durch das Hinzufügen einer Phase oder Produktionskategorie und damit einhergehender Proteinreduktionen im Futter von 7 bis 18 % bei Schweinen erreicht (DLG, 2005). Bei Geflügel werden allein durch die Reduktion des Proteingehaltes gegenüber Standardfutter Reduktionen zwischen 9 und 15 % bei gleichbleibender Leistung erreicht, wobei sowohl die Standard- als auch N- und P-reduzierten Futtermittel um essentielle Aminosäuren ergänzt sind (ebd.). Diese Werte der DLG passen recht gut zu den Ergebnissen anderer Studien (Tabelle 10.1-2).

Tabelle 10.1-1: Prozentuale Reduzierung der N-Ausscheidung durch Fütterungsmaßnahmen bei Schweinen (sämtliche Stufen der Aufzucht und Mast enthalten)

	Eine zusätzliche Phase	Zwei oder mehr zusätzliche Phase	AS-Ergänzung	Phasen-fütterung und AS-Ergänzung	N-/P-reduziert	DLG-Durchschnitt eine zusätzliche Phase und N-/P-reduziert
Minimalwert	-4	-13	-14	-22	-19	
Maximalwert	-34	-16	-37	-50	-48	
Median	-9	-14	-30	-28	-19	
Mittelwert	-10	-14	-30	-28	-26	-18
n	13	4	4	3	5	(9 verschiedene Produktionsphasen)

Quelle: Eigene Darstellung beruhend auf Bayerische Staatsministerien für - Landwirtschaft und Forsten - Landesentwicklung und Umweltfragen (2003); Clemens und Ahlgrimm (2001); Bourdand et al. (1997) in Outor Monteiro et al. (2010); DLG (2005, 2008); Döhler et al. (2002); Dourmad et al. (1989) in Outor Monteiro et al. (2010); Dourmad et al. (1992) in Flachowsky und Lebzien (2007); Jeroch et al. (1999); Nonn und Jeroch (2000) in Flachowsky und Lebzien (2007); Osterburg und Runge (2007); Outor-Monteiro (1996) in Outor Monteiro et al. (2010); Rademacher (2000) in Aarnink und Verstegen (2007); Van Peet-Schwering et al. (1993) in Outor Monteiro et al. (2010); Voermans et al. (1994) in Outor Monteiro et al. (2010).

Tabelle 10.1-2: Prozentuale Reduzierung der N-Ausscheidung durch Fütterungsmaßnahmen bei Geflügel (Legehennen und Geflügelmast)

	N-/P-reduziert	AS-Ergänzung	Phasen-fütterung und AS-Ergänzung	DLG-Durchschnitt eine zusätzliche Phase und N-/P-reduziert
Minimalwert	-4	-9	-9	
Maximalwert	-18	-30	-17	
Median	-12	-11	-10	
Mittelwert	-11	-21	-12	4
n	5	4	3	(6 verschiedene Produktionsphasen)

Quelle: Eigene Darstellung beruhend auf Angel et al. (2006) in Powers und Angel (2008); Applegate et al. (2008); DLG (2008, 2009); Ferguson et al (1998) in Flachowsky und Lebzien (2005); Jeroch et al. (1999); Powers und Angel (2008); Kerr (1995) in Nahm (2007); Osterburg und Runge (2007); Pope et al. (2004); Wagner et al. (2005).

Weitere Einsparmöglichkeiten ergeben sich durch zusätzliche Phasen und Ergänzung von Aminosäuren. Diese beiden Optionen sind in vielen Studien nicht getrennt bewertet. So kommen DÖHLER et al. (2002), basierend auf ihrer Auswertung von 15 Studien, auf ein maximales Einsparpotenzial von 41 % des ausgeschiedenen N bei Schweinen durch eine Multiphasenfütterung mit Aminosäureergänzung (AS) gegenüber einer Universalfuttermischung mit 19,7 % Rohprotein (SPIEKERS und PFEFFER, 1990 in ebd.). Bei Masthähnchen konnten über eine vierphasige Mast hinaus mit zwei weiteren Phasen und einer zusätzlichen AS-Ergänzung 17 % N in den Ausscheidungen reduziert werden (POWERS und ANGEL, 2008). Voraussetzung für eine Minderung der N-Ausscheidung durch die Mehr-

phasenfütterung ist eine verringerte Aufnahme an Gesamt-N mit der Futterration. Eine Phasenfütterung ohne Reduzierung der Proteingabe muss nicht zu Reduktionen in der N-Ausscheidung führen, wie Versuche von GUTIERREZ et al. (2008) zeigten, die bei einer Steigerung von einer vierphasigen auf eine 16-phasige Fütterung bei Masthähnchen keine Unterschiede in den N-Ausscheidungen fanden. Ergebnisse über die Bedeutung einzelner Aminosäuren sowie der Verfügbarkeiten bzw. Verdaulichkeiten derselben weisen darauf hin, dass über die Aminosäureergänzung im Futter ein erhebliches Potenzial besteht, die N-Effizienz der Fütterung zu steigern und die N-Ausscheidungen zu verringern (z. B. APPLEGATE et al., 2008; POWERS und ANGEL, 2008; BAKER, 2009; FLACHOWSKY und LEBZIEN, 2005; NAHM, 2007; URDL et al., 2006; WAGNER et al., 2006). Allein durch die zusätzliche Ergänzung von Threonin gegenüber der Ergänzung nur mit Lysin und Methionin, und dafür verringerte Rohproteingabe um 1 bis 2 %, konnten APPLEGATE et al. (2008) die N-Ausscheidungen von Truthähnen um 11 % reduzieren. Durch AS-Ergänzung bei dreiphasiger Schweinemast im Vergleich zu dreiphasiger Mast ohne AS-Ergänzung konnten sogar 37 % N-Ausscheidungen eingespart werden (NONN und JEROCH, 2000, in FLACHOWSKY und LEBZIEN, 2007).

Eine umfassendere Klimawirksamkeitsbewertung und Ökobilanzierung des Einsatzes von künstlichen Aminosäuren in der Schweine- und Geflügelfütterung hat die Evonik Degussa GmbH durchgeführt. In ihrer vom TÜV-Rheinland zertifizierten Studie[3] verglichen sie folgende Varianten der AS-Ergänzung von Futtermischungen: (Option 1) Zugabe der synthetischen Aminosäuren Methionin, Lysin, Threonin und Tryptophan, (Option 2) Zugabe von Sojaschrot und -öl, (Option 3) Zugabe von Soja- und Rapsschrot. *„Analysiert und bewertet wurden die Umweltauswirkungen des gesamten Lebensweges, also der Anbau der pflanzlichen Rohstoffe, die Produktion der Aminosäuren, die Mischfutterherstellung sowie die Stallhaltung der konventionellen Landwirtschaft in Deutschland bzw. Europa. Als wesentliche Faktoren der Auswirkungen auf Umwelt und Klima wurden folgende Indikatoren ermittelt und miteinander verglichen: Treibhauseffekt, Versauerungspotenzial, Eutrophierungspotenzial, Primärenergiebedarf, Ressourcenverbrauch und Landnutzungsänderungen.“* (BINDER und REDSHAW, 2010: 11) Option 1 zeigte die geringste THG-Emission mit 5 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$ je funktioneller Einheit[4] gegenüber 28 und 8 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$ bei Optionen 2 und 3.

Der Zusatz von Enzymen zur Proteinverdaulichkeit wird in der Literatur in deutlich geringerem Umfang thematisiert. NAHM (2007) gibt einen Überblick über mehr als 21 Studien zur Wirkung des Enzymeinsatzes, die zwischen 2000 und 2005 veröffentlicht wurden. In

[3] Zertifikatsart: CO_2-Carbon Footprint Zertifikat (Ausschnitt aus der Beschreibung: „In Anlehnung an die internationalen Normen DIN EN ISO 14040 und DIN EN ISO 14044 und darüber hinaus unter Berücksichtigung des Standes der Technik auf dem Gebiet der quantitativen Analyse von ökologischen und ökonomischen Auswirkungen von Produkten werden die Ergebnisse kritisch geprüft und zertifiziert“ (TÜV RHEINLAND, 2010)).

[4] Funktionelle Einheit: “gleicher Nutzen für die Tiere“.

dieser Studie wird deutlich, dass eingesetzte Enzyme vorwiegend indirekt über eine Leistungssteigerung oder über eine insgesamt bessere Futterverwertung wirken als direkt über die Proteinverdaulichkeit. Außerdem wurden auch negative Nebeneffekte festgestellt. Diese Folgerung wird von OUTOR MONTEIRO et al. (2010) in ihrer neueren Literaturübersicht zur Wirkung des Enzymzusatzes bestätigt. Allerdings weisen die Autoren auch auf positive Nebeneffekte der Phytase hin, die neben der effektiven Senkung der P-Ausscheidung auch eine Verbesserung der Proteinverdauung und Mineralverfügbarkeit bewirkte.

Die Minderung der N-Ausscheidung und Steigerung der N-Effizienz in der Fütterung kann in mehreren Bereichen eine Abnahme der Emission von Treibhausgasen und Ammoniak aus der Tierproduktion bewirken. Fällt weniger Stickstoff im Harn und Kot an, sinken die NH_3- und N_2O-Emissionen während der Lagerung und Ausbringung der Wirtschaftsdünger. Ermöglicht die Vermeidung von Proteinüberschüssen im Produktionssystem die Einsparung von Stickstoffdünger bei der Futterproduktion, kommen weitere Gutschriften im Bereich direkter und indirekter N_2O-Emissionen sowie der Emissionen aus der Bereitstellung des N-Düngers hinzu. Aufgrund dieser komplexen Wirkung der proteinoptimierten Fütterung auf die THG-Emissionen im gesamten Produktionsprozess variiert das THG-Minderungspotenzial in Abhängigkeit vom betrieblichen Management sehr stark und kann nicht verallgemeinernd ausgewiesen werden.

Dauerhaftigkeit/Umkehrbarkeit

Die Emissionsreduktion durch die Reduktion von N-Ausscheidungen ist dauerhaft und nicht umkehrbar.

Potenzielle Verdrängungseffekte

Durch eine Reduzierung von Proteinüberschüssen in der Fütterung bei gleichbleibender Leistung entstehen keine Verdrängungseffekte. Diese wären denkbar, wenn sich die Futtermittelnachfrage verändert. Kommt es durch den Einsatz von synthetischen Aminosäuren zur deutlichen Einsparung an Eiweißfuttermitteln, könnte sich die erforderliche Anbaufläche sogar verringern.

Weitere Umweltwirkungen

Neben den Treibhausgasemissionen verursacht der überschüssige Stickstoff in den tierischen Exkrementen weitere Umweltprobleme sowie gesundheitliche Gefährdungen, vor allem durch gasförmige Ammoniakemissionen und Auswaschung sowie oberflächlichen Abfluss von Nitrat (z. B. UBA, 2009; SPIERTZ, 2010). Lachgas spielt außerdem eine wichtige Rolle bei der Zerstörung der stratosphärischen Ozonschicht (DÄMMGEN und HAENEL, 2008; RAVISHANKARA et al., 2009). Daneben wird eine N-reduzierte Fütterung in Deutschland gewöhnlich mit einer P-reduzierten Fütterung kombiniert. Durch solche Füt-

terungsmaßnahmen können bei Geflügel 17 bis 35 % P-Ausscheidungen eingespart werden, bei Schweinen sind es 11 bis 20 % (DLG, 2005).

Außerdem kann die Stickstoff- und Ressourceneffizienz in der Tierproduktion insgesamt durch den teilweisen Ersatz von landwirtschaftlich erzeugten Proteinen durch eine geringere Menge von synthetischen Aminosäuren steigen. Bei der o. g. Studie der Evonik Degussa GmbH (BINDER und REDSHAW, 2010) war der Primärenergiebedarf bei Option 1 (Einsatz synthetischer Aminosäuren) etwa gleich hoch wie bei Option 2 (Futterergänzung mit Sojaschrot und -öl), aber immer noch deutlich geringer als bei Option 3 (Soja- und Rapsschrot). In den anderen ausschlaggebenden Kriterien (Futterergänzung mit Treibhauseffekt, Versauerungspotenzial, Eutrophierungspotenzial, Primärenergiebedarf, Ressourcenverbrauch und Landnutzungsänderungen) und insgesamt hatten die synthetischen Aminosäuren aber eine deutlich bessere Ökobilanz. Positive Umweltwirkungen einer gesteigerten N-Effizienz sind in Kapitel 9.1 erläutert.

Potenzial zur THG-Emissionsminderung in Niedersachsen

Regionale Bedeutung (Ist-Zustand) und mögliche Emissionsminderungen

In den viehstarken Regionen Niedersachsens werden bereits seit längerem N-/P-reduzierte Phasenfuttermittel (RAM-Futter) eingesetzt. In Weser-Ems sollen es 2002 etwa die Hälfte der Betriebe eingesetzt haben (N.N., 2002), in 2007 bereits 70 % (BOHNENKEMPER, 2007, in SCHMIDT et al., 2007b). Insofern scheint ein Teil des Potenzials bereits ausgeschöpft zu sein. Weitere Minderungen der N-Ausscheidungen wären noch durch einen zusätzlichen Einsatz von synthetischen Aminosäuren denkbar. Vor politischen Entscheidungen sollte diese Einschätzung noch präzisiert werden. Dazu können u. a. die noch ausstehenden Ergebnisse der „Erhebung über die Schweinebestände am 3. November 2011 und über den Proteineinsatz in der Schweinemast im Zeitraum November 2010 bis Oktober 2011“ der statistischen Ämter des Bundes und der Länder herangezogen werden.

Abbildbarkeit in der Emissionsberichterstattung

Die proteinoptimierte Phasenfütterung in der Schweinemast wird bereits im nationalen Emissionsinventar abgebildet. Voraussetzung hierfür ist, dass die entsprechenden Aktivitätsdaten (z. B. Anzahl der Mastplätze, Mastleistung, Wirtschaftsdüngermanagement) der Betriebe mit N-reduzierter Fütterung verlässlich und nachprüfbar erhoben werden. Unter diesen Voraussetzungen könnten auch weitere Verfahren der N-optimierten Fütterung in das Inventar aufgenommen werden.

Fazit

Die Verringerung der N-Ausscheidung und Steigerung der N-Effizienz in der Fütterung von Schweinen und Geflügel führt in mehreren Bereichen der tierischen Produktion zu einer Abnahme der Emissionen von Treibhausgasen und Ammoniak. Effiziente Ansatz-

punkte zur Optimierung der Eiweißfütterung sind die „Phasenfütterung“ sowie die Optimierung der Protein- bzw. Aminosäurezusammensetzung in der Ration (Zugabe limitierender Aminosäuren). Das Potenzial zu Emissionsminderungen ist grundsätzlich groß, in Niedersachsen aber zu einem noch genauer zu bestimmenden Teil schon ausgeschöpft. Die N-Effizienz der Fütterung stellt nur einen Teilbereich der betrieblichen N-Effizienz dar. Daher sollten die Maßnahmen zur stickstoffoptimierten Fütterung mit weiteren Maßnahmen zur Optimierung der N-Effizienz im Gesamtbetrieb (siehe z. B. Kap. 9.1, 9.4, 10.5 und 10.6) kombiniert werden.

10.2 Stickstoffoptimierte Fütterung und Futterverwertung bei Wiederkäuern

Maßnahmenbeschreibung

Eine wesentliche Quelle der NH_3- und N_2O-Emissionen aus der Tierproduktion sind die mit den Exkrementen ausgeschiedenen Stickstoffverbindungen (vgl. Kap. 10.1). Dabei sind neben dem Wirtschaftsdüngermanagement (vgl. Kap. 10.5 und 10.6) besonders die gesamte ausgeschiedene N-Menge sowie die Stickstoffbindungsform der N-Ausscheidung, die durch das Verhältnis von N-Gehalt im Urin zu N-Gehalt im Kot beeinflusst wird, relevant. Für die üblichen N-Ausscheidungen über die Exkremente werden von FLACHOWSKY und LEBZIEN (2007) für Milchkühe je nach Leistungen 65 bis 75 % des aufgenommen N angegeben, für Mastrinder 80 bis 90 %. Pro Kilogramm essbarem Protein werden bei den Milchkühen zwischen 0,35 und 0,65 kg N ausgeschieden, bei den Mastrindern zwischen 1,2 und 2,5. Die Verringerung der N-Ausscheidung über die Exkremente, und besonders die Verringerung der Urinstickstoffausscheidungen, ist ein wichtiger Ansatzpunkt für den Klimaschutz in der Tierproduktion. Die hier beschriebene Maßnahme zur proteinoptimierten Fütterung von Wiederkäuern zielt darauf ab, die N-Ausscheidungen bei gleichbleibenden Leistungen zu reduzieren und damit die N-Produktivität der Fütterung zu verbessern unter der Annahme, dass in der Referenzsituation eine Überversorgung mit Protein besteht. Dabei liegt ein Schwerpunkt auf den Einsparungen, die in der Milchviehfütterung möglich sind. Zum einen gibt es zu diesem Produktionsverfahren deutlich mehr Forschungserkenntnisse, da die Fütterung in den Milchviehproduktionsverfahren stärker reguliert wird als in den Mastverfahren. Zum anderen ist die Milchviehfütterung für Niedersachsen auch besonders relevant, da der Schwerpunkt der Rinderhaltung in Niedersachsen auf der Milchproduktion liegt.

Verschiedene Maßnahmen bieten Ansatzpunkte zur Optimierung der Proteinversorgung von Wiederkäuern bei Minderung der N-Ausscheidung. Die hier betrachteten Maßnahmen sind:

– **Anpassung der Fütterung an den Proteinbedarf**
  Die Anpassung der Fütterung an den Proteinbedarf ist bei Wiederkäuern sehr viel komplizierter als bei Nichtwiederkäuern, denn durch die mikrobielle Proteinsynthese im Pansen ist die Proteinmenge und -zusammensetzung, die der Verdauung zur Verfügung steht, eine andere als im zugeführten Futter. So muss bei der Bestimmung des Proteinbedarfs der Wiederkäuer auf der einen Seite der N-und Energiebedarf der Pansenmikroben und auf der anderen Seite der Protein-/Aminosäurebedarf der Tiere bedacht werden. Dies schließt zum Beispiel ein, dass bei gesteigerter Leistung ein höherer Anteil an im Pansen nicht abbaubarem Protein (UDP) gefüttert werden sollte (FLACHOWSKY und LEBZIEN, 2007). Die Abbaubarkeit der Proteine in Futtermitteln und die mikrobielle Proteinsynthese lassen sich nur schlecht abschätzen. Aussagen zum Abbau und zur Wirkung einzelner Aminosäuren auf die N-Produktivität können daher oft nur unter Vorbehalt gemacht werden (ebd.). Anerkannte Maßnahmen zur Optimierung der Proteinversorgung und Vermeidung von N-Überschüssen in der Fütterung sind:

  – Einstellung des Kraftfutteranteils auf die notwendige Menge bei entsprechender tatsächlicher Leistung (jedoch nicht rechnerisch erreichbarer Leistung)
  – Feststellung der Futter- und Grünlandqualität durch Futteranalysen, deren adäquate Interpretation (ggf. durch professionelle Unterstützung aus Laboren oder Beratungsorganisationen) und deren Berücksichtigung in der Rationsgestaltung
  – Ausgleich eines hohen Frischgrasanteils durch proteinarme und zuckerreiche Futtermittel
  – Verbesserung anderer Faktoren im Bereich Haltungsverfahren und Tiergesundheit, um die rechnerisch erreichbare Leistung auszuschöpfen

  Dabei ist die Kontrolle der N-Ausscheidungen maßgeblich, um zu erkennen, ob die Rationen umgestaltet oder ergänzt werden müssen. Bei Milchvieh ist dafür der Milchharnstoffgehalt ein wichtiger Indikator, wie später erläutert wird. Dieser wird auch in Kombination mit dem Milcheiweißgehalt zur Beurteilung der Energie- und Proteinversorgung genutzt.[5]

[5] Der Milchharnstoffgehalt kann allerdings für die Einschätzung der Versorgung der Pansenmikroben mit Energie und Stickstoff und der im Dünndarm verfügbaren Aminosäuren nur begrenzt genutzt werden, da es zu viele bekannte und unbekannte Einflussfaktoren gibt (LEBZIEN et al., 2008).

- **Verwendung von Futterzusatzstoffen zur Verschiebung des Kot-N zu Harn-N Verhältnisses**
  Kondensierte Tannine können zur Reduktion von N-basierten Treibhausgasen beitragen, indem sie den Anteil an UDP erhöhen und das Verhältnis von N im Harn zu N im Kot verschieben (ECKARD et al., 2010; GRAINGER et al., 2009; MISSELBROOK et al., 2005; GOERITZ et al., 2009). Daneben können kondensierte Tannine auch zur Verringerung von Methanemissionen führen (GRAINGER et al., 2009).
- **Grünlandbewirtschaftung**
  Maßnahmen, die zu höheren Gehalten an wasserlöslichen Kohlenhydraten im Aufwuchs führen, können die N-Produktivität erhöhen. Dazu gehört eine angepasste, eher verhaltene Düngung, die N-Überschüsse vermeidet (PEYRAUD und ASTIGARRAGA, 1998, sowie KEATING und O'KIELY, 2000, in MILLER et al., 2001), und der Einsatz von entsprechend gezüchteten Sorten von Futtergräsern (MILLER et al., 2001; MOORBY et al., 2006). Eine den Entzügen angepasste Düngung ist weiterhin wichtig für die Proteinzusammensetzung und einen hohen Reinproteingehalt, da der Rohproteingehalt bei überhöhter N-Düngung zu einem größeren Teil aus Nichtproteinverbindungen und auch Nitrat besteht, die im Pansen abgebaut werden (kein UDP) und deren Zwischenprodukte im Übermaß toxisch wirken können (JEROCH et al., 1999). Eine Überdüngung senkt die N-Produktivität daher nicht nur direkt, sondern kann sie auch indirekt über die Beeinträchtigung der Tiergesundheit- und Leistungsfähigkeit senken.
- **Züchtung**
  In der Tierzüchtung kann die N-Verwertung durch die Tiere berücksichtigt und dadurch die N-Produktivität langfristig gesteigert werden. Als ein Indikator für Milchvieh wird zurzeit der Milchharnstoffgehalt diskutiert (LEBZIEN et al., 2008; BRADE, 2010). Auch die Züchtung von Gräsern, z. B. auf höhere Gehalte an wasserlöslichen Kohlenhydraten kann zur N-Effizenz beitragen (s. o.).

Weitere wichtige Maßnahmen zur Emissionsreduktion je Produkteinheit sind Maßnahmen zur Leistungssteigerung. Bei Leistungssteigerungen steigen zwar die N-Emissionen je Tier, je Produkteinheit sinken sie jedoch (LEBZIEN et al., 2008), zumindest bis zu einem gewissen Grad. Die Bewertung der Klimawirksamkeit von leistungssteigernden Maßnahmen muss im Kontext einer Systembewertung erfolgen, die sowohl die Lebensleistung als auch alle produzierten Leistungen (z. B. Kälber für die Mast aus der Milchviehhaltung) und Aufwendungen einschließt. Maßnahmen zur Leistungssteigerung werden in Kap. 10.8 bewertet.

Wirkung auf Treibhausgasemissionen

THG-Minderungspotenzial

N-Angepasste Fütterung

Das Potenzial der Anpassung des Proteinbedarfs ist nur abzuschätzen, wenn der bestehende Versorgungszustand bekannt ist. Das heißt, Minderungspotenziale aus der Literatur haben nicht per se Aussagekraft für Niedersachsen, sollen hier aber erwähnt werden, um einen Eindruck über mögliche Größenordnungen zu geben:

- Durch N-angepasste Fütterung hätten bei Milchkühen die jährlichen N-Ausscheidungen laut UBA 1994 um 10 bis 20 kg N gesenkt werden können (ebd. in DÖHLER et al., 2002).
- Durch Verbesserung der N-Produktivität in der Fütterung konnten laut einer Untersuchung mit 76 Milchviehbetrieben im baskischen Norden Spaniens 17 % des ausgeschiedenen N je Liter Milch vermieden werden (ARRIAGA et al., 2009).
- Eine Futterration mit 13,6 % an Stelle von 19,4 % Rohproteingehalt führte bei Milchkühen zu 30 % geringeren N-Ausscheidungen und 45 % weniger Harnstoff-N (MISSELBROOK et al., 2005), wobei keine Angaben zu möglichen Leistungsänderungen gemacht wurden.
- Die Ergänzung einer grasbetonten Diät mit Futtermitteln mit niedrigen Protein- und hohen Zuckergehalten führte zu 6 bis 9 % weniger N-Ausscheidungen insgesamt und 10 bis 20 % weniger Urin-N-Ausscheidungen bei Milchkühen (VAN VUUREN et al., 1993, in ECKARD et al., 2010), wiederum ohne Angaben zu möglichen Leistungsänderungen.
- In Bayern geht man von einem Reduktionspotenzial von 10 % der N-Ausscheidungen bei Rindern durch einen Ausgleich von grasbetontem Grundfutter durch proteinärmeres Kraftfutter und einen angemessenen Anteil an UDP aus (BAYERISCHE STAATSMINISTERIEN FÜR LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN, LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN, 2003).
- Die NH_3-Emissionen aus Milchkuhausscheidungen aus Stall und Lagerung gingen pro reduziertem Prozent Rohprotein im Futter um 13 % zurück (ARRIAGA et al., 2010; KÜLLING et al., 2003; FRANK et al., 2002 in ARRIAGA et al., 2010).

Nutzung von Futterpflanzensorten mit erhöhten Gehalten an wasserlöslichen Kohlenhydraten und kondensierten Tanninen

Die Verfütterung einer neuen Weidelgras (Lolium perenne)-Sorte mit erhöhtem Gehalt an wasserlöslichen Kohlenhydraten führte bei Versuchen von MILLER et al. (2001) im Vergleich zu einer herkömmlichen Weidelgrassorte zu einem Anstieg der Milchleistung um 21 % (von 12,6 auf 15,3 kg/Tag), einem um 20 % erhöhten Rohproteingehalt der Milch (von 437 auf 526 g/Tag) und um 29 % reduzierte Menge N im Harn (von 100 auf 71,3 g/Tag) bei spätlaktierenden Holstein-Friesian Milchkühen. Ein weiterer Versuch mit

Verfütterung dieser Weidelgrassorte an frühlaktierende Holstein-Friesian führte zu keinen signifikanten Erhöhungen der Milchleistung, aber zu einer signifikanten Erhöhung des Reinproteins in der Milch um 23 % (824 statt 711 g/Tag) und zu um 14 % (75 statt 87 g/Tag) reduzierten N-Ausscheidungen über den Urin (MOORBY et al., 2006).

Die genaue Wirkung der kondensierten Tannine ist schwer abzuschätzen, da ihr Einsatz zum einen mit Leistungsabfällen einhergeht (GRAINGER et al., 2009) und bei zu hohen Dosen die N-Ausscheidung insgesamt erhöht werden kann (MISSELBROOK et al., 2005). Die Grenzen zwischen negativen und positiven Wirkungen variieren und sind noch nicht klar definierbar (GRAINGER et al., 2009, EICKLER und GIERUS, 2007). Zum anderen ist die Variation des Anteils kondensierter Tannine in Futterpflanzen innerhalb der Arten und Sorten und in Gemengen unterschiedlicher Pflanzen hoch (GIERUS et al., 2007), was die Planung erschwert. Daneben haben tanninreiche Pflanzen eher geringere Erträge als Standardfutterpflanzen und keine große Konkurrenzkraft, was das Umsetzungspotenzial begrenzen würde (EICKLER und GIERUS, 2007; GOERITZ et al., 2009 für den ökologischen Landbau). Somit können zu diesem Zeitpunkt keine Empfehlungen zum Einsatz von kondensierten Tanninen ausgesprochen werden. Allerdings kann sich dies in der Zukunft durch weitergehende Forschung und Züchtung ändern (vgl. EICKLER und GIERUS, 2007).

Tierzüchtung

Einige Studien belegen, dass auch genetische Unterschiede Einfluss auf die N-Ausscheidung haben. Dabei ist noch nicht gesichert, ob sich diese Unterschiede durch unterschiedliche N-Verwertungen ergeben oder nur durch ein verändertes Harnstoff : Protein-Verhältnis. Generell besteht noch erheblicher Forschungsbedarf (LEBZIEN et al., 2008). Sowohl LEBZIEN et al. (2008) als auch BRADE (2010) plädieren für die Einbeziehung des Milchharnstoffgehaltes in die Züchtung, wozu es aber noch gelingen muss, *„gleichzeitig wirkende nichtgenetische Einflüsse, wie den Betriebseffekt, das Laktationsstadium bzw. die -nummer von der genetisch[.] bedingten Komponente, im Rahmen einer geeigneten Zuchtwertschätzung zu trennen*“ (BRADE, 2010).

Generell führen die Minderung der N-Ausscheidung und Steigerung der N-Produktivität in der Fütterung in mehreren Bereichen der Wiederkäuerhaltung zu einer Abnahme der Emission von Treibhausgasen und Ammoniak. Fällt weniger Stickstoff im Harn und Kot an, sinken die NH_3- und N_2O-Emissionen während der Lagerung und Ausbringung der Wirtschaftsdünger. Ermöglicht die Vermeidung von Proteinüberschüssen im Produktionssystem die Einsparung von Stickstoffdünger bei der Futterproduktion, kommen weitere Gutschriften im Bereich direkter und indirekter N_2O-Emissionen sowie der Emissionen aus der Bereitstellung des N-Düngers hinzu. Aufgrund dieser komplexen Wirkung der proteinoptimierten Fütterung auf die THG-Emissionen im gesamten Produktionsprozess variiert das THG-Minderungspotenzial in Abhängigkeit vom betrieblichen Management sehr stark und kann nicht verallgemeinernd ausgewiesen werden.

Dauerhaftigkeit/Umkehrbarkeit

Die Reduktion von Emissionen durch verbesserte Fütterung ist dauerhaft und nicht umkehrbar.

Potenzielle Verdrängungseffekte

Durch eine Reduzierung von Proteinüberschüssen in der Fütterung bei gleichbleibender Leistung und Optimierung bestehender Futterbausysteme entstehen keine Verdrängungseffekte. Wenn N-Ausscheidungen durch den verstärkten Einsatz von Kraftfutter reduziert werden, kann dies dazu führen, dass Grünland umgebrochen wird, was negative Auswirkungen auf die THG-Bilanz hat (vgl. Kap. 12.1). Gelingt es, die N-Produktivität und Tierleistung durch die Optimierung der Futterproduktion oder Futtermischung zu steigern, könnte sich die erforderliche Futteranbaufläche pro Ertragseinheit sogar verringern.

Weitere Umweltwirkungen

Weitere positive Umweltwirkungen der Verringerung von N-Überschüssen und Austrägen an reaktiven N-Verbindungen aus der landwirtschaftlichen Produktion wurden bereits in Kap. 9.1 zusammengestellt.

Dabei sei darauf hingewiesen, dass durch Maßnahmen zur THG-Minderung auch Belastungen von einzelnen Ökosystemen zunehmen können. Geht eine Erhöhung der N-Produktivität bzw. die Verringerung der Emissionen je Produkteinheit mit einer generellen Intensivierung einher, so können auch bei verbesserter N-Produktivität in der Fütterung die N-Ausscheidungen pro Hektar höher sein (ARRIAGA et al., 2009).

Potenzial zur THG-Emissionsminderung in Niedersachsen

Regionale Bedeutung (Ist-Zustand) und mögliche Emissionsminderungen

Prinzipiell gehen CLEMENS und AHLGRIMM (2001) davon aus, dass das Potenzial der THG-Minderungen durch die Optimierung der Wiederkäuerfütterung in entwickelten Ländern bereits weitgehend ausgeschöpft ist. Auch DÖHLER et al. (2002: 53) gingen davon aus, dass „*die bedarfs- und leistungsgerechte Fütterung in den Milchviehbetrieben durch die Zuteilung des Kraftfutters mittels Transpondersystemen bereits einen hohen Verbreitungsstand erreicht [hat]. Mit der Zunahme der TMR-Fütterungstechnik und deren Einsatz für bestimmte Leistungsabschnitte in großen Milchviehbeständen werden die N-Überschüsse ebenfalls minimiert*“. DÄMMGEN und HAENEL (2008) gehen sogar davon aus, dass die landwirtschaftlichen Nutztiere in Deutschland generell bedarfs- und leistungsorientiert gefüttert werden. In einem Grünlandprojekt mit 40 Betrieben in Ostfriesland, das von 2003 bis 2005 lief, kam man jedoch zu dem Schluss, dass bezüglich der Rationsplanung und -kontrolle noch ein großer Beratungsbedarf besteht, ohne dies

näher im Projektbericht zu erläutern (LANDWIRTSCHAFTLICHER HAUPTVEREIN FÜR OSTFRIESLAND E. V., 2006).

Wie weit Maßnahmen zur Verbesserung der Rinderfütterung in Niedersachsen insgesamt möglich sind, bzw. was für ein technisches Reduktionspotenzial besteht, könnte über den Milchharnstoff überprüft werden. Der Milchharnstoffgehalt wird von einer Vielzahl von Faktoren beeinflusst. Ein enger Zusammenhang besteht zum Rohproteingehalt des Futters mit einer gewissen Variabilität.[6] Sehr enge, statistisch gesicherte Zusammenhänge bestehen zur Harn-N-Ausscheidung[7], wie *„alle publizierten Daten zeigen"* (LEBZIEN et al., 2008: 68). Auch die N-Ausscheidungen in Harn und Kot insgesamt lassen sich unter Zuhilfenahme des Milchharnstoffgehalts zusammen mit der mittleren Milch- und Eiweißleistung und der Anzahl der Melktage mit der Schätzgleichung von BANNINK und HINDLE errechnen[8] (2003, in DLG, 2008). Indirekt lassen sich über den Milchharnstoffgehalt mit schwächerem Zusammenhang auch NH_3-Emissionen im Stall abschätzen, wobei zusätzliche Parameter, wie Temperatur und Dungmanagement, Einfluss nehmen (VAN DUINKERKEN et al., 2011). Milch wird in Niedersachsen in 31-facher Menge gegenüber Rind- und Kalbsfleisch produziert (NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, 2009), sodass ein milchgebundener Indikator durchaus Aussagekraft für die Rinderfütterung in Niedersachsen haben kann. Außerdem wird der Milchharnstoff routinemäßig tierindividuell bei der monatlichen Milchleistungsprüfung erhoben, sodass Daten dafür vorhanden sind und verfügbar gemacht werden könnten. Für die Heranziehung der Milchharnstoff- und Leistungsdaten der Milchleistungsprüfung zur Einschätzung der N-Ausscheidungen plädieren die DLG (2008) und mit ihr deutsche Tierwissenschaftler (LEBZIEN et al., 2008; BRADE, 2010; SPIEKERS und OBERMAIER, 2007), wobei die Schätzung sowohl für die Ebenen Herde und Betrieb als auch Region genutzt werden können (SPIEKERS und OBERMAIER, 2007). In den Niederlanden wird der Milchharnstoff bereits als Parameter in der Berechnung der N-Ausscheidungen in Milchviehbetrieben im Kontext der Umsetzung der Nitratrichtlinie und der Einhaltung von Obergrenzen der Wirtschaftsdüngung genutzt (SCHRÖDER und NEETESON, 2008).

Welcher Harnstoffgehalt innerhalb eines Produktionsniveaus als optimal angesehen werden kann, hängt von der Milchmenge und dem Eiweißgehalt ab, da bei steigender Leistung die N-Ausscheidung pro produzierte Eiweißeinheit trotz höherem Milchharnstoffge-

---

[6] *„In jedem Falle sollte in der Praxis der Fütterungsberatung zur Minimierung von Fehlern auf Mittelwerte ausreichend großer Kuhgruppen zurückgegriffen werden"* (LEBZIEN et al., 2008: 64).

[7] Der Milchharnstoffgehalt hängt zwar auch von weiteren Faktoren ab, aber unter Ausschluss von Werten über 25 mg/100 ml Milch, die in der deutschen Praxis laut den Autoren kaum vorkommen, besteht ein Bestimmtheitsmaß für den Zusammenhang mit der Harn-N-Ausscheidung von 0,96 (BURGOS et al., 2007, in LEBZIEN et al., 2008).

[8] Für Deutschland wurde die auch in den Niederlanden angewendete Schätzgleichung von BANNINK und HINDLE (2003, in DLG, 2008) validiert und als passend angesehen (SPIEKERS und OBERMAIER, 2007; DLG, 2008).

halt sinken kann. Ein Rahmen, innerhalb dem sich auf eine ausgewogene Proteinversorgung schließen lässt, wird von LEBZIEN et al. (2008) angegeben. Danach weisen Harnstoffgehalte unter 15 mg/100 ml Milch generell auf einen Proteinmangel hin. Bis 30 mg/100 ml Milch ist bei entsprechend hohen Leistungen noch eine ausgewogene Proteinversorgung möglich, darüber hinaus sei aber auch bei sehr hohen Leistungen von einer Überversorgung auszugehen.

Als erste Hinweise für nach dem Milchharnstoffgehalt geschätzte N-Einsparungspotenziale können Ergebnisse aus anderen Bundesländern dienen.

Auswertungen von Daten des Landeskontrollverbandes Nordrhein-Westfalen für die Kreise in Westfalen-Lippe haben einen mittleren Harnstoffgehalt von 23 mg/100 ml mit Schwankungen zwischen 21 und 25,5 mg ergeben. Bei einzelnen Betrieben betrugen die Gehalte bis zu 32 mg (in SPIEKERS und OBERMAIER, 2007, zitierte Daten). Dies resultierte unter Anwendung der Formel von BANNINK und HINDLE (s. oben; Fußnote 8 der Vorseite) im Mittel der durchschnittlichen Kreisdaten zu geschätzten 119,2 kg N/Jahr und Kuh auf Ackerstandorten (115 bis 123 kg N/Jahr und Kuh) und 122,7 kg N/Jahr und Kuh auf Grünlandstandorten (116 bis 125 kg N/Jahr und Kuh). Bei der Betrachtung einer Auswahl von acht einzelnen Betrieben reichten die geschätzten N-Ausscheidungen von 122 bis 144 kg N/Jahr und Kuh (ebd.).

Bei Auswertungen von Daten des LKV Bayern und des Milchprüfrings Bayern wurden mittlere Harnstoffgehalte von 23,4 und 23,3 mg/100 ml ermittelt. Die Harnstoffgehalte reichten von 12 bis 35 mg/100 ml Milch (Standardabweichung: 4,3 mg/100 ml). Die hohen Schwankungsbreiten führen SPIEKERS und OBERMAIER (2007) auf unterschiedliche Leistungen, Futtergrundlagen und Futtersysteme zurück. Unabhängig von der Leistung waren sowohl in Nordrhein-Westfalen als auch in Bayern die höheren Werte in Grünlandregionen und, unabhängig von der Region, in den Sommermonaten zu finden, was durch den erhöhten Frischgrasanteil hervorgerufen wird (ebd.). Dazu passt auch die Differenzierung der DLG-Werte für N-Ausscheidungen nach Grünland- und Ackerbaubetrieb (ebd.).

In Schleswig-Holstein fand im Rahmen des COMPASS-Projekts eine Auswertung der Milchharnstoffgehalte von 2003 bis 2006 von acht konventionellen und acht ökologischen Milchvieh-Futterbaubetrieben statt (TAUBE und KELM, 2007). Bei den konventionellen Betrieben fanden sie einerseits durchweg angepasste Rationsgestaltungen, und Proteinüberschüsse in der Ration traten nur temporär und auf wenigen Betrieben auf. Andererseits schließen sie aus dem geringen statistischen Zusammenhang der Leistung mit dem Einsatz von Kraftfutter-N und den Unterschieden zwischen den Betrieben, dass der Kraftfuttereinsatz in einigen Fällen bei gleichbleibender Leistung reduziert werden könnte. Der Kraftfuttereinsatz pro produziertem Liter Milch war bei manchen Betrieben bis zu 5 g geringer als bei anderen (CAU KIEL, 2006). Bei den ökologischen Betrieben waren die N-Ausscheidungen im Durchschnitt geringer. Dabei gab es große Schwankungen, die auf

Schwankungen bei den ökologischen Futtermitteln zurückgeführt werden. Neben Überschüssen traten deutlich häufiger auch Energie- und Proteinmängel auf.

Zum Vergleich ist in den Niederlanden beispielsweise der durchschnittliche Milchharnstoffgehalt von 1999 bis 2001 von 30 auf 25 mg/100 g Milch gesunken (VAN DUINKERKEN et al., 2011).

Abbildbarkeit in der Emissionsberichterstattung

Aktuell werden in der nationalen Emissionsberichterstattung nur Standardfutterrationen abgebildet. Bedingung für eine differenziertere Abbildung proteinoptimierter Fütterungssysteme mit verringerter N-Ausscheidung ist, dass die entsprechenden Aktivitätsdaten der Betriebe mit N-reduzierter Fütterung (z. B. Anzahl der Tierplätze, Minderung der N-Ausscheidung in Kot und Harn, Wirtschaftsdüngermanagement der Betriebe) verlässlich und nachprüfbar erhoben werden. Unter diesen Voraussetzungen könnten auch Verfahren der N-optimierten Fütterung bei Wiederkäuern in das Inventar aufgenommen werden.

Fazit

Die Verringerung der N-Ausscheidung und Steigerung der N-Produktivität in der Fütterung von Wiederkäuern führt in mehreren Bereichen zu einer Abnahme der Emissionen von Treibhausgasen und Ammoniak. Wichtige Ansatzpunkte einer tier- und leistungsgerechten Eiweißversorgung liegen in der Überprüfung der Futterqualität, der Überprüfung der N-Produktivität (z. B. Milchharnstoffgehalt), der darauf aufbauenden Optimierung der Futterration sowie der gezielten Beeinflussung der Futterqualität und Zusammensetzung. Aufgrund der großen Bedeutung der Milchviehhaltung in Niedersachsen und seiner weitverbreiteten Feststellung bietet sich insbesondere der Milchharnstoffgehalt als Indikator für die Versorgung der Kühe zur Verbesserung der Fütterung an. Der Milchharnstoffgehalt kann in der Beratung eingesetzt werden, könnte aber auch im Rahmen des Ordnungsrechts oder für ergebnisorientierte Agrarumweltmaßnahmen eingesetzt sowie in der Züchtung genutzt werden. Insbesondere für die Politikgestaltung und die Evaluation von Maßnahmen wird dringend empfohlen, dass die in den entsprechenden Stellen vorliegenden Milchharnstoffgehalte anonymisiert für Forschungszwecke verfügbar gemacht werden.

Die N-Produktivität der Fütterung ist jedoch nur ein Teilbereich der betrieblichen N-Produktivität. Daher sollten die Maßnahmen zur stickstoffoptimierten Fütterung mit weiteren Maßnahmen zur Optimierung der N-Effizienz im Gesamtbetrieb (siehe z.B. Kap. 9.1, 9.4, 10.5 und 10.6) kombiniert werden.

10.3 Einsatz von Futterzusatzstoffen zur Verminderung von CH_4-Emissionen aus der Verdauung von Wiederkäuern

Maßnahmenbeschreibung

Wiederkäuer können durch im Pansen lebende Mikroorganismen (insbesondere Bakterien, Protozoen, anaerobe Pilze) strukturhaltige Kohlenhydrate (Zellulose, Hemizellulose u. a.) für die Energie- und Nährstoffversorgung nutzen. Beim anaeroben Fermentationsprozess im Pansen entstehen neben kurzkettigen Fettsäuren auch Kohlendioxid (CO_2) und Wasserstoff. Unter Aufnahme von Wasserstoff wird das CO_2 durch methanogene Bakterien zu Methan reduziert. Das entstandene Methan (CH_4) kann von den Wiederkäuern energetisch nicht genutzt werden und entweicht durch die Atmung und den Ruktus. Etwa 2 bis 12 % der durch das Futter aufgenommenen Bruttoenergie gehen dadurch verloren (JOHNSON & JOHNSON, 1995; ECKARD et al., 2010). Für Milchkühe entspricht dies einer täglichen Methan-Emission von 200 bis 600 g/Tier während der Laktation und 150 bis 300 g/Tier während der Trockenstehphase (FLACHOWSKY & BRADE, 2007).

Für eine Reihe von Futterzusatzstoffen wird eine die Methanogenese im Pansen hemmende Wirkung diskutiert. Sie könnten somit zu einer Verminderung der Methan-Emissionen beitragen. Der Schwerpunkt bisheriger Untersuchungen lag besonders auf dem Einsatz von Halogenderivaten, Ionophoren, organischen Säuren und sekundären Pflanzeninhaltsstoffen. Potenziale zur Reduzierung der Methan-Emissionen je kg tierischem Produkt (Milch, Fleisch) bei Wiederkäuern bestehen ferner in einer gesteigerten Leistung (s.u.) und der Verwendung von fett-, zucker- und stärkehaltigen Futtermittel.

Wirkung auf Treibhausgasemissionen

THG-Minderungspotenzial

Einsatz von Halogenderivaten und anderen Methan-hemmenden Chemikalien

Halogenderivate sind Chlor enthaltende Verbindungen wie Chloroform ($CHCL_3$), Bromchlormethan (CH_2BrCL) oder Chloralstärke. Diese führen im Pansen zu einer Reduktion der methanbildenden Bakterien und vermindern oder hemmen dadurch die mikrobielle CH_4-Bildung. Durch den Einsatz von Bromchlormethan konnte DENMAN et al. (2007) beispielsweise die Methan-Emissionen bei Rindern um ca. 30 % reduzieren. In einer Versuchsreihe von TOMKINS & HUNTER (2003) wurde mit einer steigenden Bromchlormethan-Dosis eine Methan-Reduktion zwischen 57 und 91 % beobachtet. Allerdings verändert sich durch den Einsatz von Halogenderivaten die Zusammensetzung der ruminalen Bakterienpopulation mit möglichen Auswirkungen auf den gesamten Fermentationsprozess. Mittelfristig nimmt die Wirkung dieser Chemikalien zudem aufgrund einer Adaptation ab (ECKARD et al., 2010). Des Weiteren scheint es fraglich zu sein, ob der Einsatz in der landwirtschaftlichen Praxis auf eine öffentliche Akzeptanz stößt.

Einsatz von Ionophoren

Der Einsatz von Ionophoren wie Monesin, Salinomycin, Lasalocid u.a. führt zu einer Verschiebung des Acetat-Propionat-Verhältnisses im Pansen und in Folge dessen zu einer geringeren H_2-Akkumulation und damit CH_4-Bildung (RUSSELL & STROBEL, 1989). Metastudien gehen davon aus, das sich durch Monesin zwischen 4 und 31 % der Methan-Emissionen einsparen lassen (SCHELLING, 1984; RUMPLER et al., 1986). Wie verschiedene Studien zeigten, erzielen Ionophoren allerdings nur bei einer hohen Dosierung eine positive Wirkung. Während es bei einer geringen Dosis (10-15 ppm) zu keiner substantiellen Reduktion des Methanausstoßes kommt (GRAINGER et al., 2008; WAGHORN et al., 2008), führt eine hohe Dosis (24-35 ppm) zu einer CH_4-Minderung von 10 % (SAUER et al., 1998; MCGINN et al., 2004; VAN VUGT et al., 2005; ODONGO et al., 2007). Fraglich ist allerdings, ob Ionophore auch langfristig die Methanbildung unterdrücken können (GUAN et al., 2006; JOHNSON & JOHNSON, 1995; KOBAYASHI et al., 1988).

Aufgrund gesundheitlicher Gefahren dieser Stoffe sowohl für die Nutztiere als auch für den Menschen ist deren Einsatz seit 2006 EU-weit verboten. Eine Reduzierung der CH_4-Bildung durch Ionophore ist somit in der EU nicht möglich (FLACHOWSKY & BRADE, 2007).

Einsatz von organischen Säuren

Verschiedene organische Säuren können im Pansen als H_2-Senke agieren und damit zu einer Reduzierung der CH_4-Bildung beitragen. Vor allem Acryl- und Fumarsäure haben in *in vitro*-Studien signifikante Effekte auf die CH_4-Bildung gezeigt (z.B. ASANUMA et al., 1999; CARRO & RANILLA, 2003; LÓPEZ et al., 1999). Nach einer Meta-Studie von MCALLISTER & NEWBOLD (2008) liegt das Reduktionspotenzial bei bis zu 75 %. Im Gegensatz zu *in vitro* Untersuchungen bleiben die Effekte in Praxisversuchen (*in vivo*) häufig aus (BEAUCHEMIN & MCGINN, 2004). Ursache für eine nur geringfügige CH_4-Reduktion kann eine zu geringe Fumarsäuremenge in der Futterration sein. Für ECKARD et al. (2010) ist der Einsatz von organischen Säuren deshalb eine relativ teure CH_4-Vermeidungsstrategie. FLACHOWSKY & BRADE (2007) sprechen sich deshalb für weitere *in vivo* Untersuchungen aus, um praxisreife Lösungsansätze zu entwickeln.

Weitere CH_4-Minderungsstratgien

Neben den genannten Futterzusatzstoffen wurden in den letzten Jahren weitere Minderungsstrategien untersucht, die den Verdauungsprozess im Pansen beeinflussen und zu einer Methanreduktion führen können. WRIGHT (2004) und WILLIAMS et al. (2009) untersuchten beispielsweise die Wirkung von Impfstoffen gegen methanbildende Bakterien, ohne jedoch eine substantielle Senkung der CH_4-Ausscheidung festzustellen.

Auch die Verwendung von Hefen (CHAUCHEYRAS et al., 1995; MCGINN et al., 2004; NEWBOLD et al., 1996) führte bisher zu keiner nennenswerten Reduktion der Methanemissionen. Keine eindeutigen Ergebnisse liefern auch bisherige Untersuchungen über die Wirkung von Enzymen. BEAUCHEMIN et al. (2003) beobachteten eine CH_4-Minderung von

28 % *in vitro* bzw. 9 % *in vivo*. Im Gegensatz dazu konnten COLOMBATTO et al. (2003a) und COLOMBATTO et al. (2003b) keinen Einfluss auf die CH_4-Bildung feststellen.

Eine hemmende Wirkung auf methanbildende Bakterien werden auch verschiedenen sekundären Pflanzeninhaltsstoffen zugeschrieben. In einer kürzlich veröffentlichten Meta-Studie kommen PATRA & SAXENA (2010) zu dem Ergebnis, dass hoch konzentrierte sekundären Pflanzeninhaltsstoffe wie Saponine, Tannine, essentielle Öle oder Organosulphate methanbildende Bakterien direkt oder indirekt durch die Hemmung der Pansen-Protozoen reduzieren können. Die Wirkung dieser Pflanzenextrakte auf die Methanogenese ist allerdings bisher noch nicht hinreichend erforscht.

Dauerhaftigkeit/Umkehrbarkeit

Bisherige Forschungsergebnisse zeigen, dass es möglich ist, die Methanbildung von Wiederkäuern durch Futterzusatzstoffe zumindest kurzfristig zu verringern. Unklar ist hingegen, ob auch eine langfristige Wirkung besteht. Weiterhin sind negative Nebeneffekten der Zusatzstoffe unzureichend geklärt.

Potenzielle Verdrängungseffekte

Bei Zusatzstoffen, die zu Leistungsminderungen führen, müssen Verlagerungs- und Verdrängungseffekte berücksichtigt werden.

Weitere Umweltwirkungen

Weitere Umweltwirkungen wurden bisher nicht ausreichend untersucht.

Fazit

Insgesamt ist eine Abschätzung des THG-Minderungspotenzials von Futterzusatzstoffen derzeit nur unzureichend möglich, da oftmals nur *in vitro* oder kurzzeitige *in vivo* Versuche durchgeführt wurden (FLACHOWSKY & LEBZIEN, 2009). Vergleichbare CH_4-Reduktionen wurden unter Praxisbedingungen bisher nur vereinzelt bestätigt. Es kann festgestellt werden, dass es sich bei vielen möglichen Futterzusatzstoffen bisher nur um eine theoretische Option handelt bzw. sich die Maßnahmen noch im Forschungsstadium befinden. Zudem werden bei verschiedenen Zusatzstoffen negative Wirkungen auf die Tiergesundheit, die Qualität der tierischen Produkte, die Futteraufnahme und Verdaulichkeit sowie Konsumenteneinwände bei einer eventuellen Einführung erwartet. Zu berücksichtigen ist ferner, dass einige Futtermittelzusatzstoffe in der EU nicht zugelassen sind.

Der vermehrte Einsatz zellwandarmer und stärkereicher Rationen könnte eventuell die Möglichkeit bieten, die verdauungsbedingten CH_4-Emissionen im Pansen zu reduzieren. Die Beeinflussung der Pansenprozesse mit dem Ziel einer nachhaltigen Reduzierung der

CH_4-Bildung erscheint jedoch schwierig, *„da die Komplexität und die Wechselwirkung vieler Umsetzungen noch nicht voll verstanden sind“* (FLACHOWSKY & BRADE, 2007).

Die Möglichkeit, die spezifischen produktbezogenen CH_4-Emissionen durch eine kraftfutterreiche (zellwandarme, stärkereise) Rationsgestaltung oder durch den Einsatz von Futterfetten und Ölsaaten zu minimieren, ist im Zuge der in der Praxis angestrebten Leistungssteigerung vor allem im Milchviehbereich bereits heute üblich (LEBZIEN et al., 2011). Dabei sollte jedoch auf eine wiederkäuergerechte Rationsgestaltung aus Gründen des Tierwohls und der Produktqualität Rücksicht genommen werden.

10.4 Substitution von importierten Sojafuttermitteln durch im Inland produzierte Körnerleguminosen

Maßnahmenbeschreibung

Soja spielt eine bedeutende Rolle für die Eiweißversorgung der, in der niedersächsischen Landwirtschaft gehaltenen, Tiere. Zum größten Teil wird Soja derzeit aus Brasilien und Argentinien importiert. Die Produktion von Sojabohnen sowie deren Verarbeitung und Transport sind mit der Entstehung von Treibhausgasemissionen verbunden. Der Einsatz von Soja sowohl für die Tierproduktion als auch für den Bioenergiemarkt wird jedoch vor allem vor dem Hintergrund der anhaltenden Zerstörung wertvoller Habitate in Südamerika kritisch diskutiert. Die Produktion von Soja ist nirgends auf der Welt schneller angestiegen als in Südamerika, was sich v. a. durch die hohe Nachfrage, insbesondere aus Europa als dem größten Absatzmarkt, begründet (VAN GELDER und DROS, 2003). Da die Zerstörung von tropischen Regenwäldern und Savannen wie der brasilianischen Cerrado durch direkte und indirekten Landnutzungsänderungen erhebliche Emissionen von Treibhausgasen verursacht und zudem zu einem Verlust von Biodiversität und schützenswerten Flächen sowie weiteren ökologischen Problemen führt, wird intensiv über mögliche Alternativen zum Sojaimport diskutiert. Würde man Sojaimporte durch einheimisch produzierte Eiweißfuttermittel ersetzen, könnten folgende Faktoren die THG-Bilanz der Tierproduktion in Niedersachsen beeinflussen:

- Unterschiede in der Höhe der produktbezogenen THG-Emissionen, die bei der Produktion der heimischen Futtermittel und der Produktion von Soja entstehen. Dabei sind auch die nachfolgenden Punkte von großer Bedeutung.
- Verkürzung der Transportwege und Minderung der Emissionen im Zuge des Transports von Eiweißfuttermitteln
- Veränderte Emissionen aus direkten und indirekten Landnutzungsänderungen im Ursprungsland der Sojaerzeugung (LUC und iLUC)
- Veränderte Landnutzung dort, wo die durch einheimische Sojaersatzfuttermittel verdrängten Erzeugnisse hergestellt werden (iLUC)

- Indirekte Effekte, z. B. Änderung der Angebotspreise für Soja, Verlagerung des Sojaverbrauchs in andere Regionen sowie indirekte Landnutzungsänderungen, die durch eine verminderte Nachfrage nach Soja potenziell verringert werden könnten
- Veränderte Futtereffizienz und Futterrationsgestaltung in der Tierhaltung durch die Umstellung auf heimische Eiweißfutterpflanzen
- Änderungen der heimischen Fruchtfolgen

Die möglichen Änderungen der Emissionen in diesen Punkten werden mitunter sehr kontrovers diskutiert oder auch nur teilweise berücksichtigt. Auch im Rahmen dieser Studie ist es nicht möglich, alle THG-Änderungen einer heimischen Eiweißstrategie genau zu bestimmen. Im Folgenden werden mehrere Studien herangezogen, anhand derer die Haupteinflussfaktoren auf die THG-Bilanz von importiertem Soja und alternativen Eiweißfuttermitteln beleuchtet werden.

Häufig werden Reduzierungen der Sojaimporte als Klimaschutzmaßnahme in Kombination mit einer Änderung des Konsums betrachtet (z. B. REICHERT und REICHERT, 2011; VON WITZKE et al., 2011). In einem solchen Fall ist mit deutlich höheren Emissionsminderungspotenzialen zu rechnen. In der hier betrachteten Maßnahme wird hingegen von gleichbleibenden Konsummustern und entsprechender Tierproduktion ausgegangen.

Wirkung auf Treibhausgasemissionen

THG-Minderungspotenzial

In den folgenden Abschnitten wird zunächst die THG-Belastung von Sojafuttermitteln, die v. a. aus Südamerika importiert werden, diskutiert, gefolgt von einer Betrachtung der, in Niedersachsen bzw. Europa angebauten, Alternativen. Zuletzt werden Studien herangezogen, die Futterrationen mit und ohne Soja aus Südamerika direkt miteinander vergleichen.

Soja aus Südamerika: Anbau, Verarbeitung und Transport sowie Landnutzungsänderungen

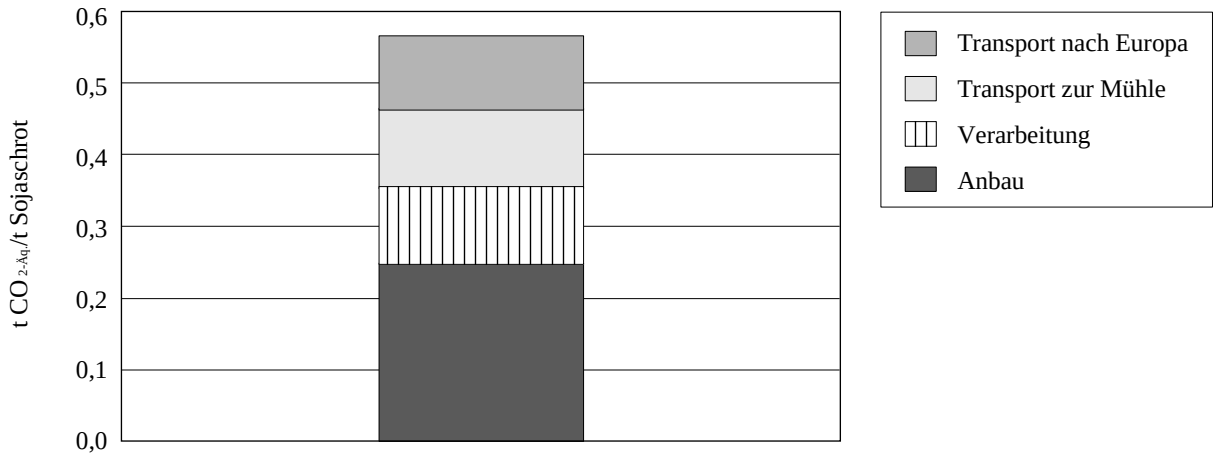
Im Jahr 2010 wurden ca. 3,5 Mio. t Sojaschrot und 3,5 Mio. t Sojabohnen nach Deutschland importiert. Die Sojabohnen werden hauptsächlich zu Sojaschrot für die Tierernährung und Sojaöl verarbeitet. Umgerechnet kann man von einem Import von ca. 6,2 Mio. t Sojaschrot ausgehen (FAOSTAT, 2010; SCHULER, 2008, in REICHERT und REICHERT, 2011). Ein erheblicher Anteil hiervon entfällt auf das Land Niedersachsen mit seiner intensiven Tierhaltung.

Die wichtigsten Exportländer sind Argentinien und Brasilien. Das, in Deutschland verbrauchte, Soja wird auf ca. 2,6 Mio. ha Anbaufläche produziert, davon 2,2 Mio. in Südamerika, v. a. Brasilien (1,59 Mio. ha) und Argentinien (0,34 Mio. ha), gefolgt von Paraguay (0,16 Mio. ha) (VON WITZKE et al., 2011). Die verwendeten Flächen waren vor der landwirtschaftlichen Nutzung hauptsächlich Savannen und Regenwald (REICHERT und

REICHERT, 2011). Es gibt jedoch auch Flächen, die bereits seit Jahrzehnten für den Acker- und Sojaanbau genutzt werden.

REICHERT und REICHERT (2011) haben aufbauend auf FEHRENBACH und HENNECKE (2010 in ebd.) errechnet, dass der Anbau von Sojabohnen Emissionen in Höhe von 390 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/t verursacht. Da aus diesen Sojabohnen zwei Produkte entstehen, nämlich Sojaöl und Sojaschrot, müssen die Emissionen auf diese beiden Koppelprodukte aufgeteilt werden. Bei einer Allokation der Emissionen aus dem Anbau anhand der Energiegehalte der Koppelprodukte entfällt ein Anteil von 249 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/t auf das Sojaschrot. Bei der Verarbeitung der Sojabohnen entstehen 107 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/t Sojaschrot, wobei die Allokation für diesen Schritt sowie für den Transport anhand des Gewichts der Koppelprodukte vorgenommen wurde. Der LKW-Transport der Sojabohnen zur Mühle verursacht 109 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/t Sojaschrot und der Transport per Schiff (10.186 km) und LKW (150 km) zum Händler in Europa weitere 102 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/t Sojaschrot. Insgesamt entstehen also bei Anbau, Verarbeitung und Transport nach Europa rund 567 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/t Sojaschrot (Abbildung 10.4-1). Emissionen aus direkten und indirekten Landnutzungsänderungen in Südamerika, die durch die Produktion des später exportierten Soja verursacht wurden, sind in dieser Angabe noch nicht berücksichtigt.

Abbildung 10.4-1: Treibhausgasemission durch die Herstellung und den Import von Sojaschrot ohne Berücksichtigung von Landnutzungsänderungen



Quelle: Reichert und Reichert (2011) aufbauend auf Fehrenbach und Hennecke (2010 in ebd.).

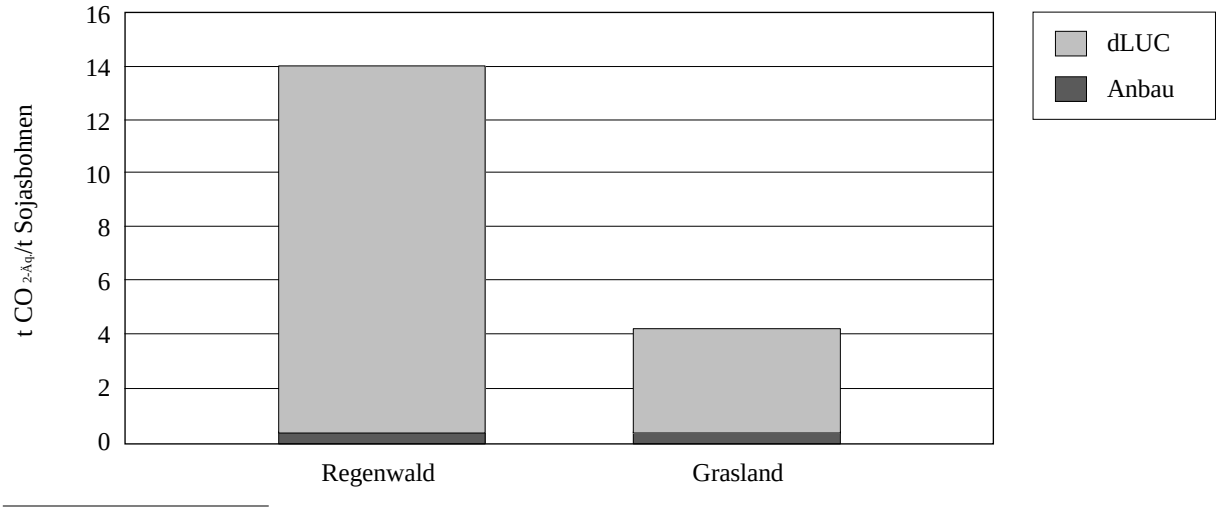
Die Gesamtmenge von 6,2 Mio. t Sojaschrot, die im Jahr 2010 nach Deutschland importiert wurde, hat demnach zu einer Klimabelastung von 3,5 Mio. t $CO_{2\text{-Äq.}}$ geführt (REICHERT und REICHERT, 2011).

DALGAARD et al. (2008) haben für ihre Berechnungen eine andere Methode der Ökobilanz mit einer erweiterten Systemgrenze gewählt. Dabei werden das Koppelprodukt Sojaöl anders bewertet und die Effekte einer veränderten Nachfrage nach Sojaschrot auf die Pro-

duktion pflanzlicher Öle untersucht. Da eine erhöhte Nachfrage nach Sojaschrot durch die weltweite Tierproduktion gleichzeitig eine erhöhte Produktion von Sojaöl bedeutet, wird angenommen, dass dies eine verringerte Produktion anderer Pflanzenöle wie Palmöl und Rapsöl nach sich zieht. Werden diese veränderte Produktion von Pflanzenölen und die damit zusammenhängenden THG-Emissionen in den Berechnungen berücksichtigt, so ergeben sich bei Ankunft in Europa Emissionen von 721 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/t Sojaschrot, wenn Palmöl ersetzt wird, und 344 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/t Sojaschrot bei Ersatz von Rapsöl. Der Wert für den Ersatz von Rapsöl ist niedriger, weil die Produktion von Rapsöl mit größeren THG-Emissionen verbunden ist als die von Palmöl. Auch in dieser Studie wurden Emissionen aus Landnutzungsänderungen nicht berücksichtigt.

Der Sojaanbau in Südamerika führt zu erheblichen Landnutzungsänderungen und das, von umgewandelten Flächen stammende, Soja ist mit hohen Treibhausgasemissionen belastet. Die Umwandlung von Regenwald und Grasland zu Ackerland in Brasilien führt nach der integrierenden Literaturauswertung des IPCC (2006) zu einer mittleren Gesamtemission von rund 740 bzw. 206 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha. Bei diesen Berechnungen ist es nach IPCC (2006) üblich, die entstehenden Emissionen gleichmäßig über einen Zeitraum von 20 Jahren nach der Landnutzungsänderung anzurechnen, also 37 bzw. 10,3 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha und Jahr. Bei einem durchschnittlichen Ertrag von 2,7 t Sojabohnen in Brasilien 2006-2010 (FAOSTAT, 2010) ergeben sich entsprechend Emissionen alleine aus der Landnutzungsänderung von 13,7 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/t Sojabohnen nach der Umwandlung einer Fläche von Regenwald und 3,8 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/t Sojabohnen nach der Umwandlung von Grasland (Abbildung 10.4-2). Dieser Wert ist bis zu 35 mal höher als die mit dem Anbau von Sojabohnen verbundenen Emissionen nach REICHERT und REICHERT (2011) und beträgt 97 bzw. 91 % der Gesamtemissionen des Anbaus der Sojabohne auf Flächen, die in den letzten 20 Jahren umgewandelt wurden. Auch wenn die absolute Höhe der Emissionen durch Landnutzungsänderungen in Abhängigkeit der ursprünglichen Vegetation und der Vorräte an ober- und unterirdischer organischer Substanz sehr unterschiedlich sein kann, so zeigen die Ergebnisse dennoch sehr klar, dass Landnutzungsänderungen in Südamerika ein ganz entscheidender Faktor für die THG-Bilanz von Sojaimporten sind. Folgt man dem IPCC-Bewertungsansatz, dann ist Soja, wenn es auf Flächen produziert wurde, die in den letzten 20 Jahren umgewandelt wurden, mit sehr hohen produktbezogenen THG-Emissionen belastet. Stammen die Sojabohnen jedoch von lange etablierten Ackerflächen, dann weist das Sojaschrot eine vergleichsweise niedrige THG-Bilanz auf. Die Ausweitung der Sojaproduktion kann sowohl direkte (LUC) als auch indirekte Landnutzungsänderungen (iLUC) verursachen. Letztere entstehen durch die Ausweitung des Sojaanbaus auf bestehenden Ackerflächen durch die Verdrängung der zuvor dort angebauten Produkte, die dann auf neue Produktionsflächen ausweichen müssen. Aufgrund verschiedener Ursachen von Landnutzungsänderungen in Soja-Exportländern ist die eindeutige Zuordnung von indirekten Landnutzungsänderungen und den damit verbundenen Emissionen schwierig.

Abbildung 10.4-2: Treibhausgasemission durch den Anbau von Sojabohnen sowie durch Emissionen der direkten Landnutzungsänderung bei Inkulturnahme von Regenwald bzw. Grasland



Quelle: IPCC (2006); Reichert und Reichert (2011).

REICHERT und REICHERT (2011) haben die Bedeutung der Ausweitung der Sojaproduktion für Landnutzungsänderungen in Brasilien, Argentinien und Paraguay abgeschätzt (Tabelle 10.4-1). Die Aufstellung zeigt, dass die starke Ausweitung der Sojabohnenproduktion in diesen Exportländern zu unterschiedlichen Anteilen durch Umwandlung von Grasland, Baumsavanne und Regenwald realisiert wurde.

Tabelle 10.4-1: Prozentuale Anteile der Flächenänderung des Sojaanbaus für den Zeitraum 2000 bis 2009

	Prozentuale Flächenveränderung des Sojaanbaus im Zeitraum 2000-2009 differenziert nach Vornutzung der Produktionsflächen			
	Regenwald	**Savanne mit Bäumen**	**Grasland-Savanne/Weide**	**Andere Ackerflächen**
	%	%	%	%
Argentinien	17,5		48,8	33,8
Brasilien	20,0	47,0	23,0	10,0
Paraguay	35,0		45,0	20,0

1) 100 % entspricht der gesamten durch Sojaanbau ausgelösten Landnutzungsänderung in diesem Zeitraum.
Quelle: Reichert und Reichert (2011).

Produktion alternativer Futtermittel in Niedersachsen und Europa

Um die oben genannten THG-Emissionen in Südamerika einsparen zu können, müssten in Niedersachsen entsprechende Mengen Soja bzw. gleichwertiger Futtermittel zusätzlich erzeugt werden. Da einheimische Futtermittel aufgrund der ungünstigeren Aminosäurezusammensetzung keine gleiche Futterwertigkeit aufweisen, müssten entweder entsprechend größere Mengen anderer Futtermittel verbunden mit niedrigeren N-Effizienzen in der Fütterung, z. B. Ackerbohnen und Futtererbsen, angebaut werden oder eine gleiche Menge an Ersatzfuttermittel z. B. mit künstlichen Aminosäuren oder anderen Eiweißkomponenten ergänzt werden (s. Maßnahme „Tierfütterung“). BAUMGARTNER et al. (2009) weisen darauf hin, dass der Ersatz von Sojaschrot durch heimische Körnerleguminosen die Anpassung der gesamten Futterration erfordert und es sich folglich nicht nur um einen einfachen Ersatz des Eiweißfuttermittels handelt. In Niedersachsen besteht bereits ein hoher Druck auf schützenswerte Landflächen durch den Maisanbau für die Tierfütterung und die Vergärung in Biogasanlagen. Somit sollte davon ausgegangen werden, dass der zusätzliche Anbau heimischer Eiweißfutterpflanzen auf bereits genutzten Flächen stattfinden und die bisher auf diesen Flächen angebauten Erzeugnisse importiert würden.

Als grober Anhaltspunkt für die benötigte Fläche kann die Berechnung von VON WITZKE et al. (2011) herangezogen werden: bei gesamtdeutschem Konsummuster beträgt die für den Sojafuttermittelanbau benötigte Fläche unter den aktuellen Produktionsbedingungen etwa 229 m^2 je Bundesbürger und um die 2 Mio. ha insgesamt. Auf Niedersachsen entfallen davon aufgrund des hohen Viehanteils rund 450.000 ha.[9] Dies entspricht rund 18 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche in Niedersachsen. Wird der gesamte Sojaverbrauch in Deutschland zu Grunde gelegt, beträgt der Flächenbedarf nach VON WITZKE et al. (2011) rund 2,6 Mio. ha. Die tatsächlich benötigte Fläche ist noch höher, da aufgrund der niedrigeren Erträge der heimischen Futtermittel im Vergleich zu Soja größere Flächen für den Anbau der benötigten Substitute benötigt würden (bzw. alternativ würden zusätzliche THG bei der Herstellung künstlicher Aminosäuren anfallen). Zudem muss wegen der schlechteren Verwertbarkeit der alternativen Futtermittel mit höheren Ineffizienzen in der Tierernährung gerechnet werden, was die THG wiederum erhöhen würde.

Grundsätzlich können Sojabohnen auch in Europa angebaut werden, allerdings bisher weniger effizient unter niedersächsischen Bedingungen als in südlicheren Ländern. Die durchschnittlichen Erträge in Brasilien, Argentinien und der EU waren in den letzten Jahren sehr ähnlich (ca. 27 dt/ha im Mittel von 2002 bis 2011) und keine(s) der Länder(gruppen) zeigte dauerhaft höhere oder niedrigere Erträge (FAPRI, 2011). In Europa ist der größte Sojaproduzent Italien (2011 ca. 200.000 ha). Dort liegen die Erträge über den mittleren europäischen Erträgen bei 33 dt/ha (Mittelwert 2002-2010). In den Ländern mit

[9] Dabei sind die Anteile Niedersachsens an der Produktion von Rind- und Kalbsfleisch, Schweinefleisch, Geflügelfleisch (Schlachtgewichte) und Milch in Deutschland berücksichtigt. Datengrundlage ist ML, 2011.

den nächstgrößten Anbaugebieten (Frankreich, Rumänien Kroatien mit zusammen ca. 200.000 ha) liegen die Erträge aber fast durchgängig unter dem europäischen Mittelwert (EUROSTAT, 2011). Die Landwirtschaftskammer Niedersachsen führt seit 2009 erste Versuche zum Anbau von Sojabohnen für die Tierfütterung im Ökolandbau in Niedersachsen durch (MÜCKE und MEYERCORDT, 2011a). Die Erträge lagen aber in 2009 und 2010 mit 20 und 12 dt/ha noch sehr niedrig, was neben der Witterung auf mangelnde Ausbildung der N_2-fixierenden Wurzelknöllchen zurückgeführt wird (MÜCKE und MEYERCORDT, 2011b).

NEMECEK et al. (2008) haben die Umweltwirkungen typischer Fruchtfolgen in vier europäischen Regionen im Vergleich zu denselben Fruchtfolgen mit Ersatz eines Fruchtfolgegliedes durch Körnerleguminosen analysiert. Dabei waren die THG-Emissionen in intensiven Getreidefruchtfolgen, wie sie in Niedersachsen vorkommen (in ihrem Fall waren Beispiele dafür Sachsen-Anhalt und die Region Barrois in Frankreich), für die alternativen Fruchtfolgen mit Leguminosen geringer als ohne Leguminosen (Sachsen-Anhalt: -11 %; Barrois: -8 %). Zumindest bei der Betrachtung der Emissionen je Flächeneinheit ist dies eindeutig der Fall. Je Energieeinheit ist die Bewertung in Sachsen-Anhalt für die Körnerleguminosen-Fruchtfolge noch positiv (-6 %), für Barrois jedoch eher neutral (-2 %), wenn man IPCC (1996)-Emissionsfaktoren verwendet. Die THG-Einsparung in der Fruchtfolge wird maßgeblich durch die Einsparung von N-Mineraldünger verursacht. Nach den IPCC-Richtlinien von 2006 ist die THG-Einsparung höher einzuschätzen (s. Kap. 9.5).

Geht man davon aus, dass die einheimischen Futtermittel, welche Soja ersetzen, auf bereits landwirtschaftlich genutzten Flächen in Niedersachsen angebaut werden, so müssen die verdrängten Agrarprodukte (hier v.a. Weizen und Mais) auf anderen Flächen angebaut werden. Dies kann zu indirekten Landnutzungsänderungen (iLUC) und damit zusammenhängenden THG-Emissionen führen. Die Bewertung dieser Emissionen ist komplex und wird zurzeit international stark diskutiert. Wie im Kapitel 13 (Energetische Biomasseerzeugung) erläutert, wird im Rahmen dieser Studie von einem iLUC-Faktor von 3,5 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha und Jahr ausgegangen (FRITSCHE et al. 2010), der für iLUC-Effekte durch den weltweiten Handel von Weizen, Raps, Soja und Palmöl berechnet wurde. Diese mögliche Verlagerung der Produktion und der damit verbundenen Emissionen muss bei der vergleichenden Bewertung verschiedener Eiweißfutterstrategien berücksichtigt werden.

Direkter Vergleich von gleichwertigen Futtermitteln mit und ohne Sojabohnen aus Brasilien

Studien, die eine Gesamtbewertung der Klimarelevanz von Futterrationen mit südamerikanischem Sojaschrot bzw. einem heimischen Eiweißfuttermittel erstellten, liefern oft nur eingeschränkt vergleichbare Ergebnisse, da die gesetzten Systemgrenzen nicht einheitlich sind. Dies betrifft besonders den schwer zu bewertenden, aber wichtigen Bereich der Landnutzungsänderungen. Dennoch wird hier auf mehrere Studien verwiesen, um Potenziale für den Klimaschutz einzugrenzen und Probleme der Bewertung aufzuzeigen.

STRID ERIKSSON et al. (2005) haben Umweltwirkungen von gleichwertigen Futtermischungen für Mastschweine in Schweden mit und ohne brasilianischen Sojabohnen und mit und ohne künstlichen Aminosäuren (AS) verglichen. Die Unterschiede zwischen den Varianten hinsichtlich der produktbezogenen THG-Emission waren gering. Pro Kilogramm Zuwachs betrugen die Emissionen 1,5 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$ für die Futtermischung mit Soja, 1,3 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$ für die Ration mit Erbsen und Rapskuchen sowie 1,4 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$ für die Ration mit Erbsen, Rapskuchen und Aminosäureergänzung. Die Variante Futtererbsen mit Rapskuchen ohne künstliche AS wurde trotz der geringsten THG-Freisetzung wegen des höheren Versauerungs- und Eutrophierungspotenzials von den Autoren nicht als besser eingeschätzt. Gleichwohl geben sie an, dass die Daten zu den künstlichen Aminosäuren nicht sehr sicher sind. Nicht berücksichtigt wurden in dieser Studie Emissionen aus direkten und indirekten Landnutzungsänderungen.

In ihrer Ökobilanzstudie für Schweinefuttermittel kommen BAUMGARTNER et al. (2009) zu dem Schluss, dass durch den Einbezug von einheimischen Körnerleguminosen als Ersatz für südamerikanisches Sojaschrot negative Effekte der Landnutzungsänderungen verringert werden, es aber nicht generell zu einer Minderung der produktbezogenen THG-Emission kommt. Die Effekte auf die THG-Bilanz bei ihren Fallstudien Schweinfutter in Nordrhein-Westfalen und Hühnerfutter in der Bretagne waren günstig, für Legehennenfutter in der Bretagne sehr günstig und für Schweinefutter in Katalanien und Milchkuhfutter in Südwestengland (Devon und Cornwall) neutral.

HÖRTENHUBER et al. (2011) und GATTINGER et al. (2011) verglichen die Treibhausgasemission durch die Erzeugung und Aufbereitung verschiedener Eiweißfuttermittel. Sojaextraktionsschrot wies in ihrem Vergleich die mit Abstand schlechteste Treibhausgasbilanz auf was auf hohe Emissionen aus der Kategorie Landnutzungsänderungen zurückgeführt wurde. Es wird darauf hingewiesen, dass eine nachhaltige Sojaschrotproduktion, die ohne Landnutzungsänderungen realisiert wird, hingegen eine im Vergleich zu alternativen Eiweißfuttermitteln relativ günstige THG-Bilanz aufweist.

Zusammenfassung

Die komplexen Auswirkungen des Ersatzes von importiertem Soja durch einheimische Eiweißfuttermittel und entsprechender Anpassung der Futterzusammensetzung können im Rahmen dieser Studie nicht umfassend bewertet werden. Dennoch lassen sich folgende Folgerungen hinsichtlich der Effekte auf die THG-Emission zusammenfassen:

- Die Bewertung der unterschiedlichen Eiweißstrategien (Sojaimport bzw. heimische Erzeugung von Eiweißfuttermitteln) wird maßgeblich durch die Annahmen zur Emission durch Landnutzungsänderungen in Südamerika bestimmt.
- Stammt das importierte Soja von Flächen, die aus der Umwandlung von Regenwald, Savannen oder anderen natürlichen Habitaten mit hohen organischen Kohlenstoffvorräten in den letzten 20 Jahren hervorgegangen sind, dann führen die sehr hohen Emis-

sionen der Landnutzungsänderung zu einer Vorzüglichkeit der heimischen Eiweißstrategie.

- Sojaimporte, aus nachhaltiger Erzeugung auf bereits langjährig etablierten Ackerflächen, die nicht mit direkten oder indirekten Landnutzungsänderungen verknüpft sind, weisen dagegen trotz des weiten Transports relativ geringe Treibhausgasemissionen auf und die Bewertung gegenüber der heimischen Eiweißstrategie ist nicht eindeutig.
- Auch die Ausweitung der heimischen Produktion von Körnerleguminosen führt zu THG-Emissionen durch indirekte Landnutzungseffekte, wenn die landwirtschaftliche Gesamtproduktion unverändert bleibt.
- Die Aufnahme von Körnerleguminosen können die THG-Emissionen intensiver Getreidefruchtfolgen durch die Einsparung von N-Mineraldünger verringern. Die geringere Futterqualität und Ertragsstabilität heimischer Körnerleguminosen müssten durch gezielte züchterische Anstrengungen verbessert werden.

Dauerhaftigkeit/Umkehrbarkeit

Die Einsparung von THG durch die Nutzung eines alternativen Anbauverfahrens an einem anderen Standort, also zum Beispiel durch den Anbau von Futtererbsen in Niedersachsen an Stelle von Sojabohnen in Brasilien ist nicht umkehrbar und die Einsparung kann dauerhaft stattfinden, solange die Maßnahme angewandt wird. Wenn die THG-Einsparung maßgeblich auf der Vermeidung von Emissionen aus der Landnutzungsänderung beruht, ist zu beachten, dass dieser Effekt zeitlich begrenzt ist, da sowohl THG-Emissionen als auch THG-Gutschriften aus Landnutzungsänderungen zeitlich begrenzt sind.

Potenzielle Verdrängungseffekte

Sowohl die Ausweitung des Sojaanbaus als auch die alternative Erzeugung heimischer Eiweißpflanzen führt wie beschrieben zu Verdrängungseffekten und Verlagerungen von Emissionen. Es handelt sich dabei zum einen um indirekte Landnutzungsänderungen (i-LUC) durch die Ausweitung der Anbauflächen für Soja besonders in Südamerika, die durch die steigende weltweite Nachfrage ausgelöst werden. Diese Emissionen könnten ebenso wie direkte LUC-Emissionen durch eine weltweit verringerte Nachfrage reduziert werden. Es ist jedoch sehr unwahrscheinlich, dass eine Nachfrageänderung in Niedersachsen allein einen Einfluss auf diese Emissionen hätte. Zum anderen würde die Substitution der Sojaimporte durch in Niedersachsen angebaute Alternativen zu iLUC-Emissionen führen, da sich der Anbau der, auf den betroffenen Flächen zuvor angebauten, Produkte in andere Weltregionen verlagern würde.

Weitere Umweltwirkungen

Die weltweit ansteigende Nachfrage nach Soja vor allem für die Nutztierhaltung und den Bioenergiemarkt trägt zu erheblichen Verlusten von Regenwald- und Savannenflächen in

Südamerika bei. Dies betrifft nicht nur Brasilien und Argentinien, sondern auch andere südamerikanische Länder wie Paraguay. Diese Landnutzungsänderungen belasten nicht nur das Klima, sondern führen auch zu einem großen Verlust an wertvollen Habitaten und Biodiversität.

Ergänzend können hier Ergebnisse der Ökobilanzierungen von BAUMGARTNER et al. (2009) zur Wirkung auf die Umweltindikatoren Energieverbrauch, Eutrophierungspotenzial, Versauerungspotenzial, Ozonbildung und Ökotoxikologie genannt werden. In allen Indikatoren hatten die Futtermittel mit einheimischen Leguminosen gegenüber Futtermitteln mit südamerikanischer Sojaproduktion insgesamt keine eindeutigen Umweltvorteile. Aufgrund des langen Transportwegs ergaben sich am ehesten positive Effekte der heimischen Produktion im Bereich des Energieverbrauchs.

Fazit

Eine genaue, abschließende Einschätzung der komplexen Auswirkung des Ersatzes von importiertem Soja durch einheimische Eiweißfuttermittel auf THG-Emissionen ist im Rahmen dieser Studie nicht möglich. Die Bewertung der unterschiedlichen Eiweißstrategien (Sojaimport aus Südamerika bzw. heimische Erzeugung von Eiweißfutter) wird maßgeblich durch die Annahmen und Berücksichtigung von Emissionen durch Landnutzungsänderungen in Südamerika bestimmt. Durch die Umwandlung von Regenwald- und Savannenflächen in Südamerika, die auch durch die Ausweitung der Sojaproduktion beeinflusst sind, entstehen enorme Belastungen für das Klima. Mindestens genauso wichtig sind jedoch bei einer Bewertung der Sojaproduktion in diesen Ländern die weiteren ökologischen und sozialen Auswirkungen. Diese Problematik wird weltweit diskutiert und hat u. a. zu der Gründung der Round Table on Responsible Soy Association geführt, deren Ziel es ist, den Anbau von Soja weltweit umweltverträglicher sowie sozial und ökonomisch tragfähig zu gestalten. Ein entsprechender Standard zur Zertifizierung von Soja wurde entwickelt und könnte bei entsprechender Verbreitung dazu beitragen, die weitreichenden Probleme, die mit dem Sojaanbau verbunden sind, zu verringern. Die Entwicklung, Weiterentwicklung und Anwendung solcher Standards auf internationaler Ebene und durch möglichst viele große Akteure sollte unterstützt werden. Wichtig hierbei ist, dass sowohl direkte als auch indirekte Landnutzungsänderungen durch die Sojaproduktion berücksichtigt werden. Sojaimporte, aus nachhaltiger Erzeugung auf bereits langjährig etablierten Ackerflächen, die nicht mit direkten oder indirekten Landnutzungsänderungen verknüpft sind, weisen trotz des weiten Transports relativ geringe Treibhausgasemissionen auf und ermöglichen eine hohe N-Effizienz in der Fütterung. Der Import von Soja ist entsprechend nicht per se negativ zu bewerten, zumal auch mögliche heimische Eiweißstrategien nicht frei von Problemen sind (z. B. Futterqualität von Körnerleguminosen, Ertrag und Ertragssicherheit, wahrscheinliche indirekte Landnutzungsänderungen). Die Forschung und Entwicklung im Bereich heimischer Eiweißpflanzen sollte intensiviert werden, um bestehende Defizite zu verringern.

10.5 Optimierung der Art der Wirtschaftsdüngerlagerung (inkl. Gülle-behandlung)

Maßnahmenbeschreibung

Im Zuge der Lagerung von Wirtschaftsdünger werden die klimawirksamen Gase CH_4, N_2O und NH_3 emittiert. Die Art der Lagerung und Behandlung von Gülle und Festmist ist eine zentrale Ansatzstelle, um klima- und umweltrelevante Emissionen aus der Landwirtschaft zu verringern. Durch die Abdeckung von Gülleaußenlagern und die Vermeidung der Unterflurlagerung von Gülle können besonders NH_3-Emissionen, die indirekte N_2O-Emissionen verursachen, verringert werden. Auch die Kofermentierung bzw. anaerobe Behandlung von Gülle in Biogasanlagen kann einen Beitrag zur Reduzierung von treibhausrelevanten Emissionen leisten, da zum einen mit dem produzierten Methan fossile Energieträger ersetzt werden können und zum anderen das Potenzial zur Minderung der CH_4-Emission aus der herkömmlichen Güllelagerung besteht. Im Rahmen dieser Maßnahmenbeschreibung wird auch analysiert, ob es gesicherte Kenntnisse über die Klimawirksamkeit der Behandlung von Gülle mit Zusatzstoffen gibt.

Wirkung auf Treibhausgasemissionen

THG-Minderungspotenzial

Reduzierung von Treibhausgasemissionen bei der Lagerung von Wirtschaftsdünger

Die Art und Technik der Lagerung von Wirtschaftsdünger beeinflusst sowohl die absolute Höhe der Emission von N_2O, CH_4 und NH_3 als auch den relativen Beitrag dieser Emissionen zur gesamten Klimawirksamkeit des Wirtschaftsdüngermanagements. Nachfolgend wird der Einfluss unterschiedlicher Verfahren der Wirtschaftsdüngerlagerung auf die Emission von N_2O, CH_4 und NH_3 beschrieben und Potenziale zur Emissionsminderung werden abgeleitet.

Bewertung der N_2O-Emissionen

Bei der Lagerung von Wirtschaftsdüngern kann Lachgas in Bereichen gebildet werden, in denen genug Sauerstoff für die Nitratbildung vorhanden ist. Dies kann beispielsweise in trockenen Schwimmschichten der **Flüssigmistlagerung** der Fall sein, wenn genügend Ammonium aus dem Substrat zur Verfügung steht (VANDERZAAG et al., 2008). Mehrere Studien weisen auf die Nitratbildung in oxischen Schwimmschichten hin (KULLING et al. 2003; SOMMER und PETERSEN, 2002). Besonders unter trockenen Bedingungen kann sich in natürlichen und künstlichen Schwimmschichten ein Mosaik aus aeroben und anaeroben Zonen bilden, das die Bildung und Emission von N_2O begünstigt (CLEMENS et al., 2006, SOMMER und MOLLER, 2000).

In der Gülle selbst herrschen in der Regel anoxische Bedingungen, die die Nitrifikation und aufgrund der fehlenden Nitratbildung auch die Denitrifikation hemmen. Entsprechend

ist die N_2O-Bildung in der vollständig anoxischen Gülle unbedeutend und es treten keine bilanzrelevanten N_2O-Emissionen aus Güllebehältern ohne Schwimmschichtbildung auf. Für Güllebehälter mit der Ausbildung einer natürlichen Schwimmschicht wird eine mittlere Emission für Rinder- und Schweinegülle von einheitlich 0,005 kg N_2O-N/kg N angenommen (IPCC, 2006, Tabelle 10.5-1). Die Abdeckung des Güllebehälters mit einer Folie hat nach dem derzeitigen Kenntnisstand keinen Einfluss auf die Emission von N_2O.

Für die **Lagerung der Gülle** mit geringem Zusatz von Wasser **unter den Spaltenböden im Stall (Unterflurlagerung)** ist aufgrund des hohen Luftaustausches unter den Spaltenböden mit der Bildung und Emission von N_2O zu rechnen (THELOSEN et al., 1993 in SOMMER, 2005). Nach den Richtlinien des IPCC (IPCC, 2006) beträgt die N_2O-Emission aus der Unterflurlagerung von Gülle im Mittel 0,002 kg N_2O-N/kg N (Tabelle 10.5-1).

Auch die **Festmistlagerung** in Mistmieten ist eine Quelle für N_2O. Die Höhe der Emission steigt meist mit der Belüftung der Mistmiete und damit auch mit der Umsetzungshäufigkeit an (AHN et al., 2010; RÖMER, 2000). Im Mittel wird von einer N_2O-Emission von 0,005 kg N_2O-N/kg N ausgegangen (IPCC, 2006, Tabelle 10.5-1). Die Kompostierung von Mist führt nach dem derzeitigen Kenntnisstand zu höheren N_2O-Austrägen, die in Abhängigkeit der Belüftung der Mistmiete im Bereich zwischen 0,006 und 0,1 kg N_2O-N/kg N liegen (IPCC, 2006). Möglicherweise kann durch eine Abdeckung oder Verdichtung von Mistmieten die Lachgasemission verringert werden (PROSSER et al., 2008; SMITH et al., 2008). Dies kann jedoch zu steigenden Methanemission führen, da die Bildung von Methan und Lachgas durch den Belüftungszustand gegenläufig beeinflusst werden.

Deutliche erhöhte Lachgasemissionen wurden für Tiefstreusystemen[10] berichtet (THORMAN et al. 2003 in MONTENY et al., 2006; IPCC, 2006). Für diese Systeme wird eine mittlere Emission von 0,01 kg N_2O-N/kg N angenommen (IPCC, 2006, Tabelle 10.5-1). Hierbei wird nicht zwischen Tiefstreu aus Rinder- und Schweinedung differenziert. Auch in Tiefstreuschweineställe wurden erhöhte Lachgasemissionen beobachtet (JUNGBLUTH et al., 2001, PHILIPPE et al., 2006), die mitunter sogar höher sein können als bei Tiefstreu aus Rinderdung (SOMMER, 2005).

In Tabelle 10.5-1 sind die N_2O-Emissionsfaktoren zusammengestellt, die für die Abschätzung der Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung in Deutschland eingesetzt werden. Die Faktoren werden pro kg Gesamtstickstoff im Wirtschaftsdünger angegeben. Dies zeigt, dass die N_2O-Emission primär durch die Höhe der N-Ausscheidung beeinflusst wird.

[10] IPCC (2006) definiert Tiefstreusysteme wie folgt: Bei der Lagerung von Mist in Tiefstreusystemen wird kontinuierlich innerhalb von 6 bis 12 Monaten mit Stroh eingestreut, ohne in diesem Zeitraum zu entmisten.

Tabelle 10.5-1: Emissionsfaktoren für N_2O für die Lagerung von Wirtschaftsdünger von Rind und Schwein

	Rinder	Schweine
Lagerungsart	kg N_2O-N/kg N	
Güllebehälter mit (natürlicher) Schwimmschicht	0,005	0,005
Güllebehälter ohne (natürlicher) Schwimmschicht	0	0
Gülle Unterflurlagerung	0,002	0,002
Mistmiete	0,005	0,005
Tiefstreu ohne Mischung	0,01	0,01

Quelle: IPCC (2006).

Bewertung der CH_4-Emissionen

Bei der Lagerung von Wirtschaftsdünger unter anaeroben Bedingungen wird Methan gebildet. Die Höhe der Methanbildung wird maßgeblich durch die Temperatur sowie die Menge an leicht verfügbarer organischer Substanz beeinflusst (CLEMENS et al., 2006, HUSTED, 1994, SOMMER et al., 2000). Wie viel Methan pro Tierplatz aus der Wirtschaftsdüngerlagerung emittiert hängt nicht nur von der Lagerungsart sondern auch vom Dunganfall und damit von der Tierleistung und der Fütterung ab. Basierend auf den Leistungsdaten der Tierproduktion in Niedersachsen und den organischen Ausscheidungen, die unter anoxischen Bedingungen zu Methan umgesetzt werden können (VS-Ausscheidungen: volatile solids), wurde die mittlere Methanemission für unterschiedliche Formen der Wirtschaftsdüngerlagerung in Niedersachsen berechnet (Tabelle 10.5-2). Bezugsbasis für diese Betrachtung ist das Jahr 2008.

Tabelle 10.5-2: Emissionsfaktoren für CH_4 für die Lagerung von Wirtschaftsdünger unterschiedlicher Nutztiere in Niedersachsen

	Milchvieh[1)]	Übrige Rinder[2)]	Mastschwein[3)]
Lagerungsart	kg CH_4/Tierplatz und Jahr		
Güllebehälter mit (natürlicher) Schwimmschicht	25,5	6,0	3,5
Güllebehälter ohne (natürliche) Schwimmschicht	43,4	10,2	6,0
Gülle Unterflurlagerung	43,4	10,2	6,0
Mistmiete	5,1	1,2	0,7
Tiefstreu ohne Mischung	43,4	10,2	6,0

1) Mittlere tägliche VS-Ausscheidungen pro Platz 4,35 kg.
2) Der Begriff "Übrige Rinder" fasst Kälber, Färsen, Mastbullen, Mutterkühe und Zuchtbullen zusammen. Mittlere tägliche VS-Ausscheidungen pro Platz 1,36 kg.
3) Mittlere tägliche VS-Ausscheidungen pro Platz 0,32 kg.
Quelle: Eigene Berechnungen nach Haenel et al. (2010).

Die Tabelle zeigt, dass in der **Flüssigmistlagerung** die Ausbildung einer natürlichen Schwimmschicht zur Reduzierung von CH_4-Emissionen beiträgt und eine Störung der Schwimmschicht vermieden werden sollte. Dies ist besonders für Rindergülle von Bedeutung, die aufgrund ihrer Struktur in der Regel eine natürliche Schwimmschicht ausbildet. In der natürlichen Schwimmschicht kann ein erheblicher Teil des in der Gülle gebildeten Methans durch methanotrophe Bakterien oxidiert und zu CO_2 abgebaut werden (WEISKE, 2006; PETERSEN et al., 2005). Die Erhaltung der natürlichen Schwimmschicht kann nach AMON et al., (2006) und SOMMER et al., (2000) zu einer Methanemissionsminderung von 40 % führen. Eine feste Abdeckung des Güllelagers, die den Erhalt einer intakten Schwimmschicht fördert, trägt indirekt auch zur Minderung der Methanemission bei (CLEMENS et al., 2006; HILHORST et al., 2002). Zur künstlichen Abdeckung mit gehäckseltem Stroh liegen unterschiedliche Einschätzungen vor, da sowohl die methanogene (Eintrag von leicht verfügbarer organischer Substanz) als auch die methanotrophe Aktivität (Vergrößerung der aeroben Schwimmschicht) gesteigert werden kann (CLEMENS et al., 2006; WEISKE, 2007; WULF et al., 2003; Literatur in VANDERZAAG et al., 2008). Die Ausbildung einer oxischen Schwimmschicht hat eine konträre Wirkung auf die Emissionen von CH_4 und N_2O. Die N_2O-Emission wird durch die Umsetzungsprozesse in der Schwimmschicht gefördert wohingegen die CH_4-Emission verringert wird. Da die Methanbildung stark temperaturabhängig ist, sollte die Gülle möglichst kühl gelagert werden (SOMMER et al., 2004). Eine rasche Förderung aus dem Stall in das kühlere Außenlager kann die Emissionen mindern (HILHORST et al., 2002).

Die **Festmistlagerung** in Mistmieten zeigt im Vergleich zur Güllelagerung deutlich geringere CH_4-Emissionsraten (STOLZE et al., 2000 in NOVAK und FIORELLI, 2010). Durch die Erhöhung des Strohanteils, der die Belüftung fördert, können die Emissionen zusätzlich gesenkt werden (YAMULKI, 2006). Anders verhält es sich mit Tiefstreusystemen, die meist stark verdichtet sind. Hier treten CH_4-Emissionen auf, die in der Größenordnung der Flüssigmistlagerung liegen (HANSEN et al., 2002; MONTENY et al., 2001). Auch IPCC (2006) sowie SOMMER und MOLLER (2000) gehen davon aus, dass in Misthäufen aerobe Verhältnisse gegeben sind, die die CH_4-Emissionen mindern und bei Tiefstreusystemen Methanemissionen durch anaeroben Verhältnissen und erhöhte Temperaturen gefördert werden. Diese Einschätzung spiegelt sich in den CH_4-Emissionsfaktoren für Mistmieten und Tiefstreu für unterschiedliche Nutztiere wider (Tabelle 10.5-2).

Bewertung der NH_3-Emissionen

Die Wirtschaftsdüngerlagerung ist eine Hauptquelle für NH_3-Emissionen. Über die Stickstoffdeposition induzieren NH_3-Emissionen indirekte N_2O-Emissionen. Die Höhe der NH_3-Emission aus der Wirtschaftsdüngerlagerung wird maßgeblich durch den TAN-Gehalt des Wirtschaftsdüngers (TAN: Total Ammoniacal Nitrogen: NH_4-N + NH_3-N) und die Art der Lagerung bestimmt (Tabelle 10.5-3). Bei der **Lagerung von Gülle** in offenen Außenlagern (ohne Schwimmschichtbildung) gehen im Mittel ca. 15 % des TAN als NH_3-N verloren (Tabelle 10.5-3). Da die TAN-Gehalte von Gülle mit rund 50 % (Rind) bzw. 60 % (Schwein) des Gesamtstickstoffs sehr hoch sind, stellen die NH_3-Emissionen nicht

nur eine Umweltbelastung sondern auch einen mengenmäßig relevanten Nährstoffverlust dar. Die NH_3-Verluste bei der Lagerung werden durch den Austausch mit der Umgebungsluft bestimmt und daher durch die Größe der Austauschfläche sowie die Dauer und Intensität des Luftwechsels beeinflusst. Zahlreiche Studien belegen, dass die Ammoniakemission durch Abdeckung der Güllebehälter effizient verringert wird (OSTERBURG et al., 2008b; OSTERBURG et al., 2010; WEISKE, 2006; DÄMMGEN, 2010a and b; DÖHLER et al., 2002) (Tabelle 10.5-3).

Tabelle 10.5-3: Ammoniakemissionsfaktoren für die Lagerung von Wirtschaftsdünger und relative Minderung der Ammoniakemission durch entsprechende Lagerungsformen und Abdeckung

Dünger	Lagerungsart	Rinder	Schweine	Geflügel[1)]
Gülle	Emissionsfaktor für Lagerung in offenem Güllebehälter ohne Schwimmschicht	0,15 kg NH_3-N/kg TAN[2)]	0,15 kg NH_3-N/kg TAN	
	Emissionsminderung durch feste Abdeckung (inkl. Zelt)	90%	90%	
	Emissionsminderung durch natürliche Schwimmschicht	70%	30%	
	Emissionsminderung durch schwimmende Abdeckung (Häcksel)	80%	80%	
	Emissionsminderung durch schwimmende Abdeckung (Granulat)	85%	85%	
	Emissionsminderung durch schwimmende Abdeckung (Folie)	85%	85%	
	Emissionsfaktor für Unterflurlagerung	0,045 kg NH_3-N/kg TAN	0,10 kg NH_3-N/kg TAN	
Jauche	Emissionsfaktor für Lager mit fester Abdeckung	0,014 kg NH_3-N/kg TAN	0,031 kg NH_3-N/kg TAN	
Festmist	Emissionsfaktor für Mistmiete	0,60 kg NH_3-N/kg TAN	0,60 kg NH_3-N/kg TAN	0,065-0,081 kg NH_3-N/kg TAN

1) Legehennen, Hähnchen, Sonstige.
2) TAN: total ammoniacal nitrogen – ammoniakalischer Stickstoff: NH_3-N + NH_4-N.
Quelle: Eigene Darstellung nach Haenel et al. (2010).

OSTERBURG et al. (2008b und 2010) empfehlen insbesondere für Schweinegüllelager eine künstliche Abdeckung von Außenlagern, da die Bildung einer natürlichen Schwimmdecke und deren emissionsmindernde Wirkung bei Schweinegülle nicht gewährleistet ist. Bei der strukturreichen Rindergülle stellt die Ausbildung einer natürlichen Schwimmdecke meist eine effiziente Emissionsbarriere dar (Tabelle 10.5-3). In Abhängigkeit der Fütterung und Befüllungstechnik sowie nach Homogenisieren der Gülle, kann die emissionshemmende Wirkung der natürlichen Schwimmdecke jedoch stark eingeschränkt sein. Die Beschat-

tung des Güllelagers mithilfe von Netzen zur Senkung der Temperatur und Herabsetzung der Windgeschwindigkeit kann ebenfalls zur NH_3-Emissionsminderung beitragen.

Durch Maßnahmen zur NH_3-Emissionsminderung (z. B. Abdeckung von Gülleaußenlagern) steigt der Gehalt an leicht pflanzenverfügbarem Stickstoff in der Gülle an. Der höhere Düngewert der Gülle muss bei der Düngeplanung berücksichtigt werden. Durch die Reduzierung von Ammoniakemissionen um bis zu 85 % durch Folienabdeckung von Gülle ohne Schwimmschicht, erhöht sich der Gehalt an mineralischem Stickstoff in der Gülle um etwa 12 % und der gesamte N-Gehalt steigt um rund 6 %. Durch die verbesserte Düngerwirkung der Gülle kann der Einsatz von mineralischem Dünger verringert werden. Dies senkt die Treibhausgasemissionen durch die Düngemittelherstellung (Tabelle 10.5-4).

Tabelle 10.5-4: Minderung der Treibhausgasemission durch die Vermeidung der Emission von 1 kg NH_3-N

Minderung der Treibhausgasemission	
Indirekte N_2O-Emission[2)]	**Treibhausgasemission aus der Düngemittelherstellung[3)]**
kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/kg NH_3-N	
5,0	7,5

1) Die Emissionsminderung besteht aus der Vermeidung indirekter N_2O-Emissionen und der Einsparung von N-Mineraldünger.
2) Basierend auf den Emissionsfaktoren nach IPCC (1996).
3) Basierend auf Daten des Umweltbundesamts (www.probas.umweltbundesamt.de).

Auch bei der **Festmistlagerung** können in Abhängigkeit der TAN-Gehalte erhebliche NH_3-Verluste auftreten (Tabelle 10.5-3). Um die Emissionen zu vermindern, wird die Beschattung und Abdeckung der Lagerstätten empfohlen (SIEGERIST, 2010). Letzteres führt möglicherweise jedoch zu steigenden Methanemissionen (SMITH et al., 2008).

Zusammenfassende Betrachtung der Klimawirksamkeit der Wirtschaftsdüngerlagerung sowie Potenziale der Emissionsminderung

Die Bewertung der Klimawirksamkeit der Lagerungsverfahren erfordert die Zusammenführung der Emissionen von N_2O, NH_3 und CH_4. Die Umsetzung der Emissionen in CO_2-Äquivalente (Tabelle 10.5-5) zeigt, dass bei Abdeckung von Gülleaußenlagern mit einer Folie im Vergleich zu offenen Außenlagern (ohne natürliche Schwimmschicht) Emissionen in Höhe von ca. 108 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/Platz u. Jahr für Milchvieh bzw. 10 kg $CO_{2\text{Äq.}}$/Platz u. Jahr für Mastschweine eingespart werden. Die Emissionsminderung basiert in beiden Fällen auf der Verringerung der NH_3-Emission und damit der Vermeidung indirekter N_2O-Emissionen sowie Einsparungen im Bereich der THG-Emission der Düngemittelherstellung (vgl. Tabelle 10.5-4). Da der Düngerwert der Wirtschaftsdünger durch die Minderung der NH_3-Verluste steigt, kann entsprechend mehr N-Mineraldünger eingespart wer-

den. Im Falle einer gut ausgebildeten natürlichen Schwimmschicht bei Rindergülle ist der Einspareffekt durch eine Folienabdeckung deutlich geringer. Die Unterflurlagerung von Gülle unter den Spaltenböden ist aus Sicht des Klimaschutzes eine ungünstige Form der Güllelagerung (Tabelle 10.5-5).

Tabelle 10.5-5: Treibhauswirksamkeit unterschiedlicher Verfahren der Wirtschaftsdüngerlagerung für Milchvieh und Mastschweine errechnet aus den Emissionen von N_2O, NH_3, und CH_4[1)]

	N_2O-Emission		**NH_3-Emission**		**CH_4-Emission**		**Σ $CO_{2\text{-Äq.}}$**
Wirtschaftsdüngerlagerung	kg N_2O/ Platz und Jahr	kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/ Platz und Jahr	kg NH_3/ Platz und Jahr	kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/ Platz und Jahr	kg CH_4/ Platz und Jahr	kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/ Platz und Jahr	kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/ Platz und Jahr
				Milchvieh			
Gülle							
Offener Behälter ohne Schwimmschicht	0,0	0,0	32,6	336,1	43,4	911,5	1.248
Behälter mit Folienabdeckung	0,0	0,0	22,2	228,5	43,4	911,5	1.140
Unterflurlagerung	0,4	135,3	24,0	246,8	43,4	911,5	1.294
Festmist							
Mistmiete	1,1	338,2	31,0	318,8	5,1	107,2	764
Tiefstreu	2,2	676,4	31,3	322,1	43,4	911,5	1.910
				Mastschweine			
Gülle							
Offener Behälter ohne Schwimmschicht	0,0	0,0	4,6	47,3	6,0	126,1	173
Behälter mit Folienabdeckung	0,0	0,0	3,6	36,9	6,0	126,1	163
Unterflurlagerung	0,0	12,5	4,2	43,2	6,0	126,1	182
Festmist							
Mistmiete	0,1	31,2	5,6	58,2	0,7	14,8	104
Tiefstreu	0,2	62,4	5,7	58,6	6,0	126,1	247

1) Die Bewertung der NH_3-Emission erfolgt auf der Basis von Tabelle 10.5-4 unter Einbeziehung der NH_3-Verluste aus dem Stall.

Die Festmistlagerung in Mistmieten weist im Vergleich zu den Güllelagerungsverfahren geringere Treibhausgasemissionen auf (Tabelle 10.5-5). Dies ist insbesondere auf die geringere Methanbildung zurückzuführen. Ob Festmist oder Flüssigmist in landwirtschaftlichen Betrieben anfällt und entsprechend gelagert wird, ist abhängig von der Aufstallungsform in der jeweiligen Tierhaltungsanlage. Eine Änderung der Aufstallungsform ist mit sehr hohen Investitionen verbunden und daher nicht ohne weiteres realisierbar.

Tiefstreusysteme weisen nach dem derzeitigen Kenntnisstand hohe Emissionen auf, da sie sowohl CH_4 als auch N_2O und NH_3 emittieren (Tabelle 10.5-5). Im Gegensatz zur Güllelagerung liegen für dieses System noch keine gut gesicherten, quantifizierbaren Maßnahmen zur Emissionsminderung vor.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Abdeckung von Güllelagern eine effiziente Maßnahme zur Minderung von Ammoniak- und Treibhausgasemissionen ist. Diese Maßnahme trägt auch zur Steigerung der N-Effizienz bei, der gesteigerte Düngerwert der Gülle ist in der Düngeplanung zu berücksichtigen.

Emissionsminderung durch anaerobe Güllebehandlung in Biogasanlagen

Die anaerobe Güllebehandlung in Biogasanlagen kann durch die energetische Nutzung des Methans (Substitution fossiler Energieträger) und die Minderung der Methanemission bei der Güllelagerung eine effektive Maßnahme zur Treibhausgasemissionsminderung darstellen (AMON et al., 2006; CHIANESE et al., 2009; CLEMENS et al., 2006; MOITZI et al., 2007; MONTENY et al., 2006; SMITH et al., 2008; WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT AGRARPOLITIK, 2007). Das Potenzial zur Emissionsminderung der Biogasproduktion aus Gülle wird ausführlich im Kapitel 13.1 Biogaserzeugung beschrieben. Die Vermeidung von Emissionen bei der Ausbringung von Gärresten aus der Biogasproduktion wird im Kapitel 10.6 thematisiert. An dieser Stelle wird daher nur kurz auf die Emissionsminderung bei der Lagerung von Gärresten eingegangen.

Im Verlauf des anaeroben Gärprozesses wird leicht abbaubare organische Substanz abgebaut und das Potenzial der Methanbildung nimmt ab.

Mehrere Studien bestätigen, dass Biogasflüssigmist signifikant weniger CH_4 emittiert als unbehandelter Flüssigmist (AMON et al., 2005; WULF et al., 2003). Eine Reduzierung der N_2O und NH_3-Emissionen wird jedoch nicht belegt (AMON et al., 2006; SOMMER et al., 2000; WULF et al., 2003). Um die Methanausbeute zu maximieren und die CH_4-Emission aus der Lagerung der Gärreste zu minimieren, sollte eine intensive Nachvergärung in einem gasdichten Nachfermenter erfolgen.

Zur Vermeidung von NH_3-Verlusten wird auch bei Gärrestlagerung eine Abdeckung empfohlen, deren Wirkung ähnlich ist wie bei unbehandelter Gülle (AMON et al., 2006, CLEMENS et al., 2006, WULF et al., 2003).

Emissionsminderung durch Flüssigmist Zusatzstoffe

Zusatzstoffe für Flüssigmist sollen die Eigenschaften von Gülle verbessern. Es werden biologisch, chemisch und physikalisch wirkende Additive unterschieden. Die Ergebnisse zur Wirkung unterschiedlicher Präparate auf klima- und umweltrelevante Emissionen sind oft nicht eindeutig. FROSCH, (2006) belegt durch umfangreiche Literaturstudien und Langzeitmessung unter Labor- und Praxisbedingungen, dass durch Additive zum Teil Emissionsminderung insbesondere von Ammoniak zu verzeichnen sind, jedoch die Wirkung und Nebenwirkungen in den wenigsten Fällen abgesichert sind. Eine NH_3-Emissionsreduzierung konnte nur bei Zusatzstoffen festgestellt werden, die eine pH-Wert-senkende Wirkung haben oder die eine stabile Schwimmschicht auf der Flüssigmistoberfläche bilden. Für die Zugabe von Milchsäure wurde sowohl eine pH-abhängige Minderung der NH_3- als auch der CH_4-Emission beschrieben (BERG et al., 2006, 1998; FROSCH, 2006;

HILHORST et al., 2002; HÖRNIG et al., 1996; MONTEIRO et al., 2010) HILHORST et al. (2002) beobachten, dass bei einer pH-Wert-Absenkung unter 4,5 sowohl CH_4, NH_3 als auch N_2O-Emissionen aus der behandelten Gülle reduziert wurden. Weiterhin führt FROSCH, (2006) aus, dass die Milchsäure in den Betrieben selbst aus nachwachsenden Rohstoffen oder Reststoffen erzeugt werden kann und aufgrund ihrer Eigenschaften gut in die landwirtschaftlichen Stoffkreisläufe passt.

Bei den physikalisch wirkenden Zusatzstoffen zeigt sich mitunter eine NH_3-emissionsmindernde Wirkung, wenn sich durch den Zusatz eine Schwimmdecke bildet oder die Schwimmdeckenbildung gefördert wird (DÖHLER, 2002). Bei Besiedlung mit methanotrophen Bakterien kann sich auch eine effiziente Methanbarriere bilden (z. B. Schwimmdecken bildende Granulate; FROSCH, 2006). Die Lachgasemissionen können durch eine biologisch aktive Schwimmdecke wie beschrieben jedoch ansteigen.

Die emissionsmindernde Wirkung von biologisch wirkenden Additiven ist weitgehend unklar. FROSCH, (2006) konnte in seinen Untersuchungen und Literaturstudien kaum Belege für eine THG-Reduzierung finden. AMON et al., (2004) beobachteten jedoch eine Emissionsminderung insbesondere von Lachgas und Ammoniak durch den gezielten Einsatz von Mikroorganismen (effective microorganisms (EM)) in Rindergülle.

Zusammenfassung

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass es im Bereich der Zusatzstoffe interessante Ansätze zur Emissionsminderung gibt. Die Verfahren bieten den Vorteil, dass sie nachträglich in bestehenden Lagerungsformen eingesetzt werden können. Die gesicherte Bewertung und Quantifizierung der Wirkung und Effizienz im Kontext des Klimaschutzes ist jedoch noch nicht möglich.

Dauerhaftigkeit/Umkehrbarkeit

Durch Abdeckung von Güllelagern können NH_3- und THG-Emissionen dauerhaft reduziert werden. Wichtig ist die Kombination dieser Maßnahme mit einer emissionsarmen Ausbringungstechnik und der Anrechnung der verbesserten Düngerwirkung in der Düngeplanung. Wird dies nicht beachtet, besteht die Gefahr, dass ein großer Teil des beschriebenen Emissionsminderungspotenzials im Bereich der Lagerung durch erhöhte Emissionen bei und nach der Ausbringung zunichte gemacht wird. Die Biogasproduktion aus Gülle kann ebenfalls dauerhaft zur Treibhausgasminderung beitragen.

Potenzielle Verdrängungseffekte

Weder die Wirtschaftsdüngerlagerung noch die Biogasproduktion aus Gülle führt zu Verdrängungseffekten. Anders ist dies bei der Biogasproduktion aus nachwachsenden Rohstoffen (siehe Kapitel 13, Energetische Biomasseerzeugung).

Weitere Umweltwirkungen

Durch eine verbesserte Lagerung von Gülle werden überwiegend NH_3-Verluste verringert. Dies hat zur Folge, dass weitere negative Umweltbelastungen wie die Eutrophierung naturnaher Ökosysteme oder die Versauerung von Böden vermindert werden. Weitere Schadwirkungen von reaktiven Stickstoffausträgen werden in Kapitel 9.1 „Verbesserung der N-Produktivität der Düngung...“ erläutert. Möglich negative Auswirkungen, die durch Biogasanlagen erfolgen können, werden im Kapitel 13.1 „Biogaserzeugung“ näher betrachtet.

Potenzial zur THG-Emissionsminderung in Niedersachsen

Regionale Bedeutung (Ist-Zustand) und mögliche Emissionsminderung

Durch die Abdeckung von Rinder- und Schweinegüllelagern mit Folie können in Niedersachsen jährlich ca. 5 bzw. 21 kt $CO_{2Äq.}$ eingespart werden (Tabelle 10.5-6, 10.5-7). Die Auswertung der THG-Einsparung durch die Abdeckung der Güllelager basiert auf der Berechnung der aktuellen NH_3-Emission aus den verschiedenen Güllelagerungssystemen in Niedersachsen und der Annahme, dass alle bisher nicht abgedeckten Güllebehälter mit Folie abgedeckt werden. Als Grundlage für die Darstellung des Status quo der derzeitigen Abdeckung bzw. Lagerung der Gülle wurde auf Daten zurückgegriffen, die im nationalen Emissionsinventar genutzt werden. Die Auswertung der aktuellen Erhebungen (2011) u. a. zum Status quo der Abdeckung von Güllebehältern in landwirtschaftlichen Betrieben ist noch in Bearbeitung und konnte im Rahmen dieser Studie noch nicht berücksichtigt werden. Die gelagerten N-Mengen basieren auf Auswertungen der Nationalen Emissionsberichterstattung 2010 (HAENEL et al., 2010) und dem Bezugsjahr 2008.

Die Treibhausgaseinsparung durch Abdeckung der offenen Güllebehälter mit Folie erfolgt einerseits durch die Verringerung indirekter N_2O-Emissionen, die durch die Deposition des emittierten NH_3-Stickstoffs verursacht werden. Andererseits wird eine Einsparung dadurch erreicht, dass der Düngerwert durch die Minderung von NH_3-Verlusten erhöht wird und entsprechend mehr Mineraldünger-N eingespart werden kann (N-Gutschrift, Tabelle 10.5-6). Durch die höheren TAN-Gehalte (NH_4-N + NH_3-N) der abgedeckten Gülle, steigt die Gefahr der NH_3-Emission während und nach der Gülleausbringung. Diese wurden mit der Verrechnung des gewichteten Emissionsfaktors für die Ausbringung von Schweine- bzw. Rindergülle in Niedersachsen auf der Basis der Erhebungen, die im nationalen Emissionsinventar genutzt werden, berücksichtigt. Durch unterschiedliche NH_3-Emissionen bei der Ausbringung von Schweine- und Rindergülle ist der errechnete THG-Minderungseffekt pro Tonne eingesparter NH_3-Emission bei der Lagerung von Schweine- und Rindergülle unterschiedlich.

Tabelle 10.5-6: Ist-Situation der jährlichen NH_3-Emission aus der Lagerung von Rinder- und Schweinegülle in Niedersachsen und mögliche Minderung der NH_3-Emissionen durch Abdeckung von Rinder- und Schweinegülle in Außenlagern mit Folie sowie daraus resultierende Minderung der Treibhausgasemission

	Ist-Zustand		**Szenario**		**Einsparung von**				**Summe der THG-Einsparung**
	NH_3-Emissionen aus Lagerung von Gülle		NH_3-Emissionen bei Abdeckung der offenen Güllelager mit Folie		NH_3-Emissionen	NH_3-N-Emissionen	Indirekten N_2O-Emissionen	THG-Emissionen durch N-Gutschrift	
Gülleart	kt NH_3	kt NH_3-N	kt NH_3	kt NH_3-N	kt NH_3	kt NH_3-N	kt $CO_{2\text{-Äq.}}$	kt $CO_{2\text{-Äq.}}$	kt $CO_{2\text{-Äq.}}$
Rindergülle	5,8	4,8	5,1	4,2	0,8	0,6	3,0	2,3	5,3
Schweinegülle	5,2	4,3	2,9	2,4	2,3	1,9	9,2	11,8	21,0

Quelle: Eigene Berechnungen nach Haenel et al. (2010).

Tabelle 10.5-7: Zusammenfassung der möglichen Minderung der NH_3-Emissionen und daraus resultierende Minderung der Treibhausgasemissionen (THG-Emissionen) in Niedersachsen (infolge Verringerung indirekter N_2O-Emissionen und durch Einsparung von Mineraldünger) durch die Abdeckung von Gülle in Außenlagern mit Folie

	Emissionsminderung für Gesamtniedersachsen	
	Minderung der Ammoniakemissionen durch Folienabdeckung versus Status quo der Güllelagerung	Minderung von indirekten N_2O-Emissionen und THG-Emission durch Einsparung von mineralischem N-Dünger[1)]
Gülleart	kt NH_3-N	kt $CO_{2\text{-Äq.}}$
Rindergülle	0,6 (1)	5
Schweinegülle	1,9 (2)	21

1) Durch unterschiedliche NH_3-Emissionen bei der Ausbringung von Schweine- und Rindergülle ist der THG-Minderungseffekt pro kt eingesparter NH_3-Emission bei der Lagerung von Schweine- und Rindergülle unterschiedlich.

Quelle: Eigene Berechnungen nach Haenel et al. (2010) auf der Grundlage des Status quo der Gülleabdeckung und -ausbringung in Niedersachsen.

Abbildbarkeit in der Emissionsberichterstattung

Emissionen (CH_4, N_2O, NH_3) aus der Wirtschaftsdüngerlagerung sowie indirekte N_2O-Emissionen, die durch NH_3-Verluste verursacht werden, werden in der nationalen Emissionsberichterstattung erfasst. Es werden unterschiedliche Lagerungsmöglichkeiten berücksichtigt, die auch auf THG-Minderungsziele angerechnet werden können. Ein Monitoring des Vorhandenseins von Lagerabdeckungen ist leicht prüfbar und damit möglich. Gärsubstrate können im Rahmen der Prüfung bzgl. der EEG-Einspeisevergütung erfasst werden.

Eine Prüfung der Gasdichtheit der Behälter vor allem bei der Lagerung von Gärresten ist schwerer prüfbar.

Fazit

Die Abdeckung von Gülleaußenlagern führt besonders bei Schweinegülle, die keine natürliche Schwimmschicht ausbildet zu einer erheblichen Verringerung der NH_3-Emission. Die Vermeidung von NH_3-Emissionen verringert indirekte N_2O-Emissionen. Weiterhin wird der NH_4-Gehalt der Gülle erhöht und damit der Düngerwert der Gülle verbessert. Hierdurch kann synthetisch-mineralischer N-Dünger eingespart werden und die N-Effizienz steigt. Die Abdeckung von Gülleaußenlagern mit einer Folie ist eine effiziente Klimaschutzmaßnahme. Es ist von zentraler Bedeutung, dass die Emissionsminderung bei der Lagerung von Wirtschaftsdüngern als Teil einer Gesamtstrategie der Emissionsminderung in Wirtschaftsdüngerketten gesehen wird. Im Sinne des Klimaschutzes muss das Ziel sein, die Systemketten (z. B. Fütterung, Lagerung, Düngeplanung, Ausbringung) zu optimieren, um das Potenzial der Emissionsminderung möglichst vollständig zu realisieren und eine Verschiebung von Emissionen innerhalb der Systeme zu vermeiden.

Auch die Produktion von Biogas aus Gülle ist durch die Möglichkeit, fossile Energieträger zu ersetzen und durch die Minderung von Methanemissionen bei der Güllelagerung eine effektive Maßnahme zur Treibhausgasemissionsminderung (vgl. Kap. 13.1 „Biogaserzeugung“).

10.6 Optimierung der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern: Technik, Einarbeitung, Düngerformen (außer Inhibitoren)

Maßnahmenbeschreibung

Die Ausbringung von organischen Wirtschaftsdüngern (Gülle, Jauche, Festmist, Hühnertrockenkot, Gärreste aus der Biogasproduktion) verursacht in Abhängigkeit der Ausbringungstechnik und der Düngerform NH_3- und N_2O-Emissionen in unterschiedlicher Höhe. Kurzfristig können auch CH_4-Emissionen auftreten (direkt nach der Ausbringung), die jedoch in gut belüfteten Böden von geringer Bedeutung sind. Der Verlust von Wirtschaftsdünger-N durch Emission von NH_3 und NO sowie durch Auswaschung von Nitrat führt weiterhin zu indirekten N_2O-Emissionen. Außerdem wird durch die Höhe der N-Verluste bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern bestimmt, wie groß der Düngerwert der Wirtschaftsdünger ist und wie viel Mineraldünger, durch dessen Produktion und Transport ebenfalls Treibhausgasemissionen entstehen, ersetzt werden kann.

Die Emission von Ammoniak tritt unmittelbar bei der Ausbringung sowie in den ersten Tagen danach auf. Die Bildung und Freisetzung von NH_3 werden vor allem durch die Gehalte an Harnstoff, Harnsäure und Ammonium gefördert. Weiterhin begünstigen hohe

Temperaturen, eine geringe Luftfeuchte, Wind sowie ein hoher pH-Wert und eine geringe Infiltration in den Boden die Emissionen (DÖHLER et al., 2002; DÖHLER und HORLACHER, 2010). Die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern ist die mengenmäßig wichtigste Quelle der Ammoniakemission aus der Landwirtschaft in Deutschland und auch in Niedersachsen.

Die direkte Entstehung und Emission von Lachgas in Abhängigkeit der Ausbringungstechnik von Wirtschaftsdüngern wird vor allem durch die Förderung der Denitrifikation bestimmt. Eine hohe Verfügbarkeit von organischem Kohlenstoff und mineralischem Stickstoff, gepaart mit einem gesteigerten mikrobiellen O_2-Verbrauch, begünstigt die Lachgasbildung (RUSER, 2008). Im Gegensatz zur NH_3-Emission, die in der Regel auf die Tage nach der Ausbringung begrenzt ist, können N_2O-Emissionen aus den gedüngten Böden auch noch Monate nach der Ausbringung auftreten (z. B. nach Anstieg des Bodenwassergehalts, in Perioden mit Frost-Tau-Ereignissen, nach Bodenbearbeitung). Emissionsunterschiede in der Ausbringungstechnik können daher im Jahresverlauf mitunter ausgeglichen werden. Die Höhe der N_2O-Gesamtemission aus dem Einsatz von Wirtschaftsdüngern wird daher nach dem derzeitigen Kenntnisstand, entscheidend durch die Höhe des N-Eintrags sowie Standortfaktoren, beeinflusst. Die Art der Ausbringungstechnik und die Wirtschaftsdüngerform werden in der nationalen Emissionsberichterstattung für N_2O bisher nicht differenziert. Da es mehrere Hinweise gibt, dass die Ausbringungsart einen deutlichen Einfluss auf die Höhe der N_2O-Emission haben kann, ist die N_2O-Emission dennoch Teil dieser Maßnahmenbeschreibung.

Wichtige Faktoren, die die Höhe der Emissionen bei der Ausbringung beeinflussen, sind der Zeitpunkt der Ausbringung, die Form des Wirtschaftsdüngers und die Technik der Einbringung sowie die Platzierung des Düngers. Emissionsminderungsmaßnahmen, die an diesen Punkten ansetzen, sind eng an die Düngeraufwandmengen gekoppelt (vgl. Kap. 9.1, 9.4). Werden die Verluste an diesen Stellen verringert, steigt der Düngerwert des Wirtschaftsdüngers, und die Düngeraufwandmenge muss entsprechend reduziert werden, damit die Verluste nicht an anderer Stelle auftreten. Mineralische und organische Dünger zeigen im Sinne einer effizienten Düngung in mehreren Punkten ähnliche Anforderungen an die Ausbringung. Deshalb wird an vielen Stellen auf die Schilderungen bei der Maßnahme Mineraldüngerausbringung verwiesen (Kap. 9.4). Nur zusätzliche oder differierende Aspekte werden näher erläutert. Daneben muss darauf hingewiesen werden, dass für die effiziente Minderung von klima- und umweltrelevanten Emissionen im Bereich des Wirtschaftsdüngermanagements nicht nur die Ausbringung bedeutend ist. Vielmehr gilt es, die Systemketten (z. B. Fütterung, Lagerung, Düngeplanung, Ausbringung) zu optimieren, um das Potenzial der Emissionsminderung möglichst vollständig zu realisieren und eine Verschiebung von Emissionen innerhalb der Systeme zu vermeiden.

Wirkung auf Treibhausgasemissionen

THG-Minderungspotenzial

Geteilte gegenüber einmaligen Düngergaben

Die Bedeutung von geteilten Düngergaben wird in der Maßnahme „Optimierung der Ausbringung von chemisch-synthetischen N-Düngern...“ (Kap. 9.4) dargestellt. Die dort ausgewerteten Quellen beziehen sich etwa zur Hälfte auf Wirtschaftsdünger (MOTZ, 2003; PERÄLÄ et al., 2006; TENUTA et al., 2010). An dieser Stelle muss die Betrachtung stärker differenziert werden. Geteilte Gaben können die N-Produktivität erhöhen und die Austräge vermindern, indem die Verfügbarkeit der Nährstoffe näher an den Zeitpunkt des Bedarfs der Pflanzen gebracht wird und die Höhe der Gabe dem aktuellen Bedarf angepasst wird. Bei Wirtschaftsdüngern, die den pflanzenverfügbaren Stickstoff nur langsam freisetzen, gilt dieses Prinzip nicht. So beziehen sich die positiven Bewertungen geteilter Gaben auf Gülle, die einen hohen Anteil an kurzfristig pflanzenverfügbarem Stickstoff aufweist. Um die N-Effizienz von Wirtschaftsdüngern zu verbessern, empfehlen GUTSER et al. (2010), dass höchstens 80 bis 120 kg N/ha und Jahr aus tierischem Wirtschaftsdünger (entsprechend ca. 1,0 bis 1,2 GV/ha) ausgebracht werden. Die Wirtschaftsdünger sollten mit dem Einsatz von Mineraldüngern so kombiniert werden, dass eine Gabe Wirtschaftsdünger, dessen kurz- und langfristige N-Verfügbarkeiten bekannt sein sollten, durch die Mineraldüngergabe flexibel und gezielt ergänzt wird. Dies sichert einerseits eine ausreichende Humusversorgung und gibt andererseits ausreichenden Spielraum, um den Bedarf der Pflanzen gezielt mit Mineraldüngern zu ergänzen. Dies ist natürlich nur möglich, wenn kein Überschuss an Wirtschaftsdünger im Betrieb vorliegt oder dieser sinnvoll exportiert werden kann.

Zeitpunkt der Düngergaben im Jahres- und Kulturverlauf

Auch betreffs der eingeschränkten Ausbringung von Stickstoffdünger im Herbst oder nach Ernte der Hauptfrucht muss hier auf das Kapitel 9.4 verwiesen werden und diesem eine differenzierende Ergänzung zugefügt werden. Denn auch hier muss zwischen Wirtschaftsdüngern mit kurz- und langfristiger N-Verfügbarkeit unterschieden werden und des Weiteren zwischen Grünland und Acker. Grundsätzlich wird bezüglich der N-Verfügbarkeit zwischen Gülle, Gärresten, Jauche und Geflügelkot auf der einen Seite (Dünger mit großen Anteilen an kurzfristig pflanzenverfügbarem Stickstoff) und Festmist auf der anderen Seite unterschieden. Eine zeitlich gemeinsame Ausbringung von Wirtschaftsdünger und Mineraldünger kann zu sehr hohen N_2O-Emissionen führen und sollte deshalb nicht erfolgen.

Auf dem Acker kann grundsätzlich davon ausgegangen werden, dass im Sommer und Herbst nach Ernte der Hauptkultur bei vielen Kulturen nur noch geringe Nährstoffmengen verwertet werden können und daher Düngergaben zu N-Überschüssen und Emissionen führen. Daher sind Wirtschaftsdüngergaben mit kurzfristig verfügbarem Stickstoff in den meisten Fällen nicht effizient und darüber hinaus umweltbelastend. Im Einzelfall können

auch negative Effekte auf die Bestandsentwicklung (HANSE AGRO BERATUNG & ENTWICKLUNG GMBH, 2011) durch Anfälligkeiten gegenüber Frost und Krankheiten auftreten (BRUNOTTE, 2011). Nur in wenigen Fällen können bei Kulturen mit entsprechendem Nährstoffbedarf im Herbst geringe Düngergaben effizient genutzt werden, vor allem, wenn die N- und Humusgehalte des Bodens sehr niedrig sind oder die Aussaat sehr dicht auf eine strohreiche Vorfrucht folgt. Diese Situation ergibt sich i. d. R. nur in vieharmen Betrieben bei Rapsbeständen, z. T. auch bei Wintergerste, Roggen, Triticale und Zwischenfrüchten. Bei Winterweizen kann es hingegen kaum zu einem Düngebedarf im Herbst kommen. (ALBERT und SCHLIEPHAKE, 2005; BRUNOTTE, 2011; HANSE AGRO BERATUNG & ENTWICKLUNG GMBH, 2011). Liegt ein Düngebedarf vor, so können positive Effekte durch verhaltene Düngegaben von 20 und bis maximal 50 kg N/ha erzielt werden[11] (BRUNOTTE, 2007). Die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern auf Ackerflächen im Sommer ist auch bei aufnehmender Folgefrucht nur mit entsprechend zeitnaher bzw. bei flüssigen Wirtschaftsdüngern mit sofortiger Einarbeitung vertretbar, da sonst erhebliche Anteile des Stickstoffs in Form von Ammoniak verloren gehen. Die Verringerung der Stickstoffüberschüsse durch Verzicht auf Ausbringung von Wirtschaftsdüngern mit schnellverfügbarem Stickstoff nach Ernte der Hauptfrucht schätzen OSTERBURG et al. (2007) auf 20 bis 40, im Mittel 30 kg N/ha.

Auf dem Grünland hingegen können N-Gaben im Herbst und zum Teil auch im Winter noch verwertet werden. Dabei gibt es in der Wissenschaft keinen Konsens über die optimalen Zeitpunkte der Ausbringung. Beispielsweise vertreten THOMET (2011), SCHRÖPEL (2007) und GERHOLD (2006) die Ansicht, dass Düngung im Winter (auch im Dezember) vorteilhaft für die Landwirtschaft und die Umwelt seien. Dafür sprechen die zum Teil sehr gute N-Wirkung im Vergleich zur Frühjahrsausbringung (SIEGENTHALER 2002; STETTLER 2005; ZIMMERMANN et al., 1997, in THOMET, 2011; SCHRÖPEL, 2007) und eine erhöhte Flexibilität für die Landwirte, welche die negativen Auswirkungen schlechter Befahrbarkeit im Frühjahr mindern kann. Die Umweltwirkungen seien durchaus positiv, weil erhöhte Nitratauswaschungen nicht belegt und nicht anzunehmen seien und NH_3-Verluste vermieden würden; Abschwemmungen drohten das ganze Jahr über und je nach Verteilung der Niederschläge stärker im Sommer als im Winter (THOMET, 2011). Weitere Veröffentlichungen zu Feldversuchen zeigen, dass Gülleausbringung im späten Herbst oder im Winter zumindest keine grundsätzlich schlechteren N-Wirksamkeiten mit sich bringen müssen als Frühjahrsgaben (BERENDONK, 2011a, 2011b; DIEPOLDER, 2011; DIEPOLDER und RASCHENBACHER, 2011; ELSÄßER, 2011; NEFF, 2011; RIEDER, 2011; STAUFFER und SPIESS, 2011). Zum Teil gab es leichte Unterschiede der Vorteilhaftigkeit der Zeitpunkte zwischen Standorten (BERENDONK, 2011a, 2011b). Dennoch können negative Umweltwir-

[11] Zur Verwirrung können Studien führen, die Düngungsstrategien vergleichen, bei denen die Gesamt-N-Gabe bei den Versuchsvarianten mit Herbstdüngung höher ist als bei denen ohne Herbstdüngung, also die Herbstgabe ein Zusatz zur Standardgabe ist (so z. B. bei OBENAUF, 2011). Solche Versuche können den Anschein von Mehrerträgen durch Herbstdüngung erwecken, obwohl diese z. T. durch höhere Gaben im Frühjahr kompensiert werden können (z. B. SIELING et al., 2009).

kungen nicht ausgeschlossen werden. Ein mögliches Problem ist die Gefahr der Abschwemmung auf dem gefrorenen Untergrund. Weiterhin kann eine erhöhte N-Verfügbarkeit bei entsprechenden Witterungsbedingungen zu höheren Lachgasemissionen, gerade beim Auftreten von Frost-Tau-Wechseln, im Winter führen. Die in der Düngeverordnung fixierten Sperrfristen für die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern mit wesentlichem Gehalt an verfügbarem Stickstoff werden daher kontrovers diskutiert. Während die Bewertung von Güllegaben auf Ackerflächen nach der Ernte der Hauptfrucht im Kontext des Klimaschutzes, wie beschrieben, recht eindeutig ist, ist eine gesicherte, allgemeine Bewertung für die späte Ausbringung auf Grünland noch nicht möglich.

Auch im Sommer stellt die Gülleausbringung auf Grünland aufgrund mangelnder Einarbeitungsmöglichkeiten, hoher Temperaturen und daraus resultierenden hohen NH_3-Verlusten ein Problem dar (s. folgenden Abschnitt „Zeitpunkt der Düngung ...“). Entsprechend ist die N-Wirksamkeit im Sommer in der Regel am geringsten (ZIMMERMANN et al. 1997; STETTLER, 2005, sowie THOMET et al., 2007, in THOMET, 2011). Die Ausbringung sollte dann nicht oder nur mit entsprechend emissionsarmer Ausbringtechnik (v. a. Schleppschuh) und in den Abendstunden erfolgen.

Für die Einschätzung der Einsparpotenziale durch die Wahl eines richtigen Zeitpunktes im Jahres- und Kulturverlauf müssen daher zusätzlich zu den voranstehenden Erläuterungen die Ammoniakverluste entsprechend folgendem Abschnitt „Zeitpunkt der Düngung in Bezug auf die Witterung und den Bodenzustand“ beachtet werden.

Zeitpunkt der Düngung in Bezug auf die Witterung und den Bodenzustand

Die besten Witterungsbedingungen, um Ammoniakemissionen bei der Ausbringung von Gülle zu minimieren, sind kühles, windarmes Wetter vor Niederschlägen. Der Boden sollte eine hohe Infiltrationsfähigkeit und gute Befahrbarkeit aufweisen. Da die N_2O-Emission in der Regel mit der Bodenfeuchte ansteigt und besonders nach starken Niederschlägen erhöht ist (siehe Kapitel 9.4), muss einen Kompromiss zwischen der Minderung der NH_3-Emission und der Vermeidung erhöhter N_2O-Emissionen gefunden werden. MKHABELA et al. (2009) empfehlen daher, dass Gülle bei kühlem Wetter auf trockenen Boden vor leichtem Regen ausgebracht werden sollte

Die Auswirkung der Temperatur auf die Emission ist in Tabelle 10.6-1 dargestellt. Es ist ersichtlich, dass eine Erhöhung der Temperatur von 5 auf 25 C die Ammoniakemissionen aus Rindergülle vervielfachen können, wenn sie nicht eingearbeitet wird. Bei einer Temperaturerhöhung von 5° C auf 15° C steigen die Emissionen, die innerhalb der ersten vier Stunden nach Ausbringung auftreten, um rund 160 % an, bei 25° C und Ausbringung auf Stroh beträgt dieser Anstieg bereits 550 % (das entspricht 65 % des TAN (= NH_4-N + NH_3-N)). Damit geht ein sehr großer Teil des NH_4-Stickstoffs, der für die direkte Düngerwirkung verantwortlich ist, verloren.

Tabelle 10.6-1: Kumulative Ammoniak-Verluste in Prozent des TAN (total ammoniacal nitrogen: NH_4-N + NH_3-N) nach der Ausbringung von Rinder- und Schweinegülle auf Ackerflächen mit Breitverteiler ohne Einarbeitung bei unterschiedlichen Temperaturen

Stunden nach Ausbringung	Temperatur			
	5°C	10°C	15°C[2)]	25°C, auf Stroh
	Rindergülle[1)]			
1	3	6	10	20
4	10	18	26	65
6	14	25	35	78
12	22	32	43	85
48	30	40	50	90
	Schweinegülle[1)]			
1	1	2,5	4	15
4	4	6	9	37
6	5	8	11	47
12	8	12	16	60
48	10	20	25	70

1) Seit August 2011 muss auf Grundlage einer bundesweiten Abstimmung der Agrarministerkonferenz auf unbewachsenen Flächen die Einarbeitung von Gülle innerhalb von vier Stunden erfolgen.

2) Im nationalen Emissionsinventar wird von einer Ausbringung bei 15° C ausgegangen.

Quelle: Ausschnitt aus Döhler et al. (2002: 71), UBA (2010).

Aufgrund der Temperaturabhängigkeit kann die Tageszeit bei der Gülleausbringung, besonders im Hochsommer, eine große Bedeutung für die NH_3-Verluste haben, wenn nicht eingearbeitet werden kann. Diese Situation tritt vor allem bei Grünland ein, da hier zum einen nicht eingearbeitet werden kann und zum anderen noch größere Nährstoffmengen umgesetzt und damit auch ausgebracht werden können. Es kann keine pauschale Aussage gemacht werden, in welchem Maße sich die kumulierten NH_3-Emissionen nach mehreren Tagen zwischen Tag- und Nachtausbringung unterscheiden, da dazu nicht ausreichend Versuchsergebnisse vorliegen und die Temperaturverhältnisse zu stark schwanken. Beispiele werden von folgenden Autoren gegeben: Bei Versuchen mit Rindergülle in der Schweiz bei „schönem und warmem Wetter“ im Sommer waren die NH_3-Emissionen kumuliert nach ca. 60 Stunden bei Ausbringung um 20:00 Uhr um rund 50 % geringer als bei Ausbringung um 6:00 Uhr (38 % NH_4-N-Verlust gegenüber 78 %) und um rund 35 % geringer als bei Ausbringung um 13:00 Uhr (38 % NH_4-N-Verlust gegenüber 61 %) (FRICK und MENZI, 1997). Messungen über 30 bis 35 Stunden bei zweijährigen Versuchen in Kanada ergaben 30 % NH_3-Einsparungen durch Ausbringung von Rindergülle spät am Tag. MOAL et al. (1995, in SMITH et al., 2009) fanden Einsparungen von 7,5 % NH_3-Emissionen bei abendlicher Ausbringung von Schweingülle gegenüber Ausbringung am frühen Morgen. Trotz der Ungenauigkeiten in der Potenzialabschätzung kann festgestellt werden, dass die kumulierten Emissionen nach abendlicher Ausbringung geringer sind als

bei früherer Ausbringung (außer in der kalten Jahreszeit). Dafür sprechen auch folgende Zusammenhänge:

- Die NH_3-Bildung hängt zum einen von der Konzentration des ammoniakalischen Stickstoffs ab (genauer: total ammoniacal nitrogen = TAN). Diese sinkt in der Nacht nicht nur aufgrund der NH_3-Verluste, sondern auch durch Infiltration (CHANTIGNY et al., 2004; FRICK und MENZI, 1997; SØGAARD et al., 2002) und Nitrifikation (SØGAARD et al., 2002). Damit wird die Konzentration des TAN bis zum Morgen reduziert, ohne dass dies ausschließlich auf NH_3-Verlusten beruhen würde.
- Außerdem hängen die NH_3-Emissionen auch vom pH-Wert ab, der sich mit der Ausbringung und im weiteren Verlauf verändert, sodass die NH_3-Bildung auch dadurch mit der Zeit sinkt (SØGAARD et al., 2002; GORDON et al., 2001; SOMMER et al., 1991).
- Grundsätzlich ist der Temperatureinfluss in den ersten sechs Stunden nach Ausbringung besonders relevant. Die kumulativen Emissionen nach sechs bis 48 Stunden sind weit weniger temperaturgesteuert (GORDON et al., 2001; CHANTIGNY et al., 2004; SOMMER et al., 1991).
- Zusätzlich zum Temperatureinfluss kann bei der abendlichen Ausbringung auch eine geringere Windgeschwindigkeit zur Emissionsminderung beitragen.

Exkurs: Lagerkapazitäten für Wirtschaftsdünger

Bei mangelnden Kapazitäten zur Wirtschaftsdüngerlagerung ist die Möglichkeit, Wirtschaftsdünger zum pflanzenbaulich richtigen Zeitpunkt auszubringen, eingeschränkt. Besonders die Ausbringung im Sommer und Herbst, wenn der Stickstoff nur in geringem Umfang verwertet werden kann, führt dann zu einer geringen Düngereffizienz und umweltbelastenden Emissionen. Bei ausreichenden Lagerkapazitäten hat der Landwirt mehr Flexibilität und die Gefahr, dass Gülle allein aufgrund voller Lager ausgebracht werden muss, ist geringer. Basierend auf der Nitratrichtlinie ist über die Anlagenverordnungen der Länder, in Niedersachsen die VAwS-Niedersachsen[12], eine Lagerkapazität von sechs Monaten verpflichtend. Diese muss aber nicht unbedingt ausreichen. In einigen Fällen kann es vorkommen, dass nur eine Düngung im Frühjahr und ggf. noch eine Düngung im Frühsommer im Hinblick auf die N-Produktivität sinnvoll ist (vgl. voranstehende Abschnitte „Geteilte gegenüber einmaligen Düngergaben“ und „Zeitpunkt der Düngergaben im Jahres- und Kulturverlauf“). Daher könnte eine Erhöhung der Lagerkapazitäten in viehstarken Regionen ein Potenzial zur Minderung der THG-Emissionen haben. So hat auch eine Expertenbefragung von OSTERBURG et al. (2007) ergeben, dass neun Monate Lagerkapazität für Ackerbaubetriebe nötig seien, für Grünlandbetriebe reichten die sechs Monate aus.

[12] VAwS-Anlagenverordnung: Verordnung über Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen und über Fachbetriebe – Niedersachsen.

Bei einer Befragung von Experten[13] zur notwendigen Lagerkapazität von pflanzlichen Gärresten, die in diesem Zusammenhang der Gülle entsprechen, gaben die Wasserversorger und zum Teil Behördenvertreter neun Monate als Notwendigkeit an. Berateraussagen schwankten zwischen sechs und neun Monaten. Ein Berater vertrat die Ansicht, dass die Lagerkapazität betriebsspezifisch zwischen vier und zehn Monaten liegen könnte (NITSCH et al., 2008).

Die LWK NI (EILER, 2009) empfiehlt bereits Futterbau- und Veredlungsbetrieben mit überwiegender Ackernutzung sechs bis acht Monate und Betrieben mit erhöhtem Silomaisanteil acht bis zehn Monate Lagerkapazität.

Ausbringtechnik

Sofortige Einarbeitung, Schleppschlauch, -schuh und Injektion

Die Ausbringungstechnik ist eine entscheidende Steuergröße für die NH_3-Emission. Ihr Einfluss ist durch zahlreiche Forschungsarbeiten recht gut dokumentiert. Hinsichtlich der Beeinflussung der Lachgasemissionen durch die Ausbringungstechnik gibt es noch viele Unklarheiten. Dies gilt sowohl für die direkte Auswirkung der Injektion und Schleppschlauchtechnik als auch für die Wertung der ausbringungsinduzierten Emissionen für die N_2O-Gesamtemission.

Bei der Ausbringung von Gülle mit dem Breitverteiler gehen in den ersten Stunden nach der Ausbringung große Anteile des TAN (NH_4-N + NH_3-N) über Ammoniakemissionen verloren. Dies ist in Tabelle 10.6-1 (s. o.) dargestellt. So können bei einer Temperatur von 15° C die Ammoniakemissionen von 10 % des TAN in der Rindergülle bei einer Stunde nach Ausbringung, auf 50 % 48 Stunden nach der Ausbringung steigen.

Bei Festmist sind die Emissionen, bezogen auf den TAN-Gehalt, deutlich höher, da keine Infiltration des TAN in den Boden stattfindet, insgesamt sind die Ammoniakemissionen dennoch deutlich geringer, da weniger Ammonium enthalten ist (DÖHLER und HORLACHER, 2010). Ansätze zur Minderung der Ammoniakemissionen und ihr Reduktionspotenzial im Vergleich zum Breitverteiler ohne Einarbeitung sind in Tabelle 10.6-2 zusammengestellt.

---

[13] *„Im Rahmen von Telefoninterviews wurden Experten aus den Bundesländern Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Bayern, Hessen und Thüringen befragt. Dabei wurde nach den Zielgruppen Beratern, Behörde, Wasserversorger, und Betreiber von Biogasanlagen differenziert. Bei den Behörden wurden Vertreter aus den Umwelt- bzw. Umwelt und Landwirtschaftsministerien, den Regierungspräsidien und einem Landkreis ausgewählt.“* (NITSCH et al., 2008: 103).

Tabelle 10.6-2: NH_3-Minderungspotenziale (in %) gegenüber oberflächlicher Breitverteilung von Wirtschaftsdünger ohne Einarbeitung

Maßnahme	NIR 2010[2)]	Döhler et al., 2002[3)]	Webb et al., 2009[4)]
Sofortige Einarbeitung innerhalb einer Stunde auf unbewachsener Fläche	Rind: 80 % Schwein: 82 %	Grubber: bis zu 80 % Pflug: u. U. höher	Pflug: 89 bis 98 % Scheibenegge: 25 bis 75 % Egge: 25 bis 30 %
Einarbeitung auf unbewachsener Fläche mit Güllegrubber	Rind: 90 % Schwein: 88 %	Rind/Schwein: über 80 %	
Festmisteinarbeitung auf unbewachsener Fläche	Rind: 90 % Schwein: 90 % Geflügel: 100 %	Rind/Schwein: bis 90 % Geflügeltrockenkot: bis 100 %	
Schleppschlauch auf Acker	Rind: 30 % mit Aufwuchs Schwein: 48 % mit Aufwuchs	Rind ohne Aufwuchs: 8 % mit Aufwuchs > 30 cm: 30 % Schwein ohne Aufwuchs: 30 % mit Aufwuchs > 30 cm: 50 %	30 % / Rind: 22 %; Schwein: 29 %
Schleppschlauch auf Grünland	Rind: 10 % Schwein: 30 %	Rind: 10 % Schwein: 30 %	30 % / Rind: 34 %; Schwein: 48 %
Schleppschuh auf Acker mit Aufwuchs	Rind: 28 % Schwein: 52 %	Rind: bis 30 % Schwein: bis 60 %	70 % / Rind: 45 %; Schwein: 78 %
Schleppschuh auf Grünland	Rind: 40 % Schwein: 60 %	Rind: bis 40 % Schwein: bis 60 %	60 % / Rind: 60 %; Schwein: 66 %
Gülleschlitztechnik/ Injektion (open slot injection) Acker	Rind: 52 % Schwein: 76 %		70 % / Rind: 79; Schwein: 97 %
Gülleschlitztechnik/ Injektion (open slot injection) Grünland	Rind: 60 % Schwein: 80 %	Rind bis 60 % Schwein: bis 80 %	70 % / Rind: 21 %; Schwein: k. A.
Injektion (closed slot injection) Acker			k. A. / Rind: 82 % (flach), 86 % (tief)
Injektion (closed slot injection) Grünland			k. A. / Rind: 81 % (flach); Schwein: 89 % (flach)

1) Seit August 2011 muss auf Grundlage einer bundesweiten Abstimmung der Agrarministerkonferenz auf unbewachsenen Flächen die Einarbeitung von Gülle innerhalb von vier Stunden erfolgen.
2) Bewertung der Verfahren im Rahmen der nationalen Emissionsberichterstattung.
3) Aus der Referenz Döhler et al. (2002) wurden die Emissionen bei 15° C herangezogen.
4) Die Angaben aus der Referenz Webb et al. (2009) beziehen sich auf durchschnittliche Emissionsminderungen bzw. gewichtete Durchschnitte.

LEICK (2003) weist darauf hin, dass Ammoniakemissionen durch den Einsatz von Schleppschläuchen höher als bei der Ausbringung mit Prallteller sein können, wenn die breitflächige Ausbringung bei günstigen Witterungsbedingungen stattfindet (ebenso VANDRÉ et al. 1997; in ebd.). Dies war der Fall in ihren Versuchen auf Grünland im Allgäu, wo der Einsatz der Schleppschläuche im niedrigen Pflanzenbestand 100 Stunden nach Ausbringung zu 150 % der Ammoniakemissionen im Vergleich zum Breitverteiler führten. Insgesamt zeigten sich in ihren Versuchen, die auch auf Ackerland stattfanden

Emissionsminderungen durch Schleppschläuche nur in höheren Beständen. Auch bei Studien, die von WEBB et al. (2009) zitiert werden (SOMMER et al., 1997, BLESS et al., 1991, MALGERYD, 1998; sowie MULDER und HUIJSMANS, 1994) brachte der Einsatz von Schleppschläuchen auf freien Flächen oder in niedrigen Beständen keine Emissionsreduktionen oder niedrigere als in höheren Beständen. Doch auch Studien ohne deutliche Differenzen des Emissionsgeschehens bei Ausbringung auf Getreidestoppel gegenüber Ausbringung in Pflanzenbeständen werden von ihnen zitiert (MULDER und HUIJSMANS, 1994; MISSELBROOK, 2002, in ebd.). Als Fazit lässt sich feststellen, dass, wo es möglich ist, die sofortige Einarbeitung das größte Emissionsminderungspotenzial hat. Bei Ausbringung in wachsende Bestände (Acker, Grünland) ist nach Möglichkeit auf eine breitflächige Ausbringung zu verzichten und auf eine Mindestwuchshöhe zu achten. Bei der Ausbringung von festen Wirtschaftsdüngern führt die rasche Einarbeitung auch zu einer deutlichen Minderung der NH_3-Emission. Bedeutsam ist das besonders bei Festmistdüngern, die ein relativ hohes NH_3-Bildungspotenzial aufweisen, wie Geflügeltrockenkot und frischer Geflügelmist.

Im Gegensatz zu den Ammoniakemissionen können die Lachgasemissionen durch den Einsatz von Injektionsgeräten gegenüber breitflächiger Verteilung von Dünger deutlich erhöht sein (BOECKX und VAN CLEEMPUT, 2001; RÜHLING et al., 2005; WEBB et al., 2010; WEISKE und MICHEL, 2007; WULF et al., 2002). Auch beim Einsatz von Schleppschläuchen wurden höhere N_2O-Emissionen gemessen als bei der breitflächigen Ausbringung (LEICK, 2003; PERÄLÄ et al., 2006; THOMSEN et al., 2010, bei PERÄLÄ et al., 2006, mit anschließender Einarbeitung mittels Egge).

Bei der sofortigen Einarbeitung auf unbewachsenen Flächen gibt es dagegen keine Zielkonflikte zwischen der Minderung der NH_3- und N_2O-Emission. So ist laut WEBB et al. (2010) die effektivste Methode, NH_3 und N_2O gemeinsam zu reduzieren, die sofortige Einarbeitung des Düngers mit dem Pflug (90 % Reduktionen von NH_3 und N_2O zusammengenommen), unabhängig von der Ausbringart. MOTZ (2003) fand in ihren Versuchen in Hohenheim, dass Einarbeitung mit Pflug gegenüber keiner Einarbeitung Lachgaseinsparungen von 24 %, mit Grubber noch 8 %, und beide für Ammoniak, bis zu 90 % Einsparungen brachten. Bei REITZ (2000, in ebd.) waren die Ammoniakverluste ebenfalls um bis zu 90 %, die Lachgasverluste bis zu 34 % reduziert. Auch LEICK (2003: 76) fand *„drastische“* Reduzierungen durch den Güllegrubbereinsatz, bei dem die Verluste von N als NH_3 und N_2O kumuliert 2,84 kg/ha betrugen, beim Prallteller aber 16,68 kg/ha. Dies entspricht einer Erhöhung der Ammoniakverluste von 5,71 auf 33,59 % des Ammoniumstickstoffs und der Lachgasverluste von 0,144 auf 0,719 % (Ausbringung auf Maisstoppel im Oktober/November). Die Notwendigkeit der sofortigen Einarbeitung (innerhalb der ersten Stunde nach Ausbringung) geht, wie oben dargestellt, vor allem von den Ammoniakemissionen aus. In Bezug auf Lachgas ist die Sofortigkeit nicht immer relevant (MOTZ, 2003; WEBB et al., 2010). Dies bezieht sich besonders auf Gülle, Jauche, Geflügelkot und feste Gärreste.

Da die Einarbeitung im Wesentlichen im Herbst nach der Ernte der Hauptfrucht möglich ist, besteht hier ein Zielkonflikt mit dem Vermeiden der Herbstausbringung (s.o. Abschnitt „Zeitpunkt der Düngergaben im Jahres- und Kulturverlauf“). Deshalb ist trotz niedrigster Emissionen bei der sofortigen Einarbeitung eine Ausbringung in die wachsenden Bestände anzustreben. Zu den durch verschiedene Techniken zur Ausbringung in den Bewuchs hervorgerufenen THG-Gesamtemissionen können jedoch keine eindeutigen Aussagen gemacht werden. Die Literaturauswertung, die WEBB et al. (2010) vornahmen, weist darauf hin, dass bei Gülle die Lachgasemissionen bei offenen Schlitzen gegenüber Breitverteilung stark erhöht, bei tiefer Einbringung und geschlossenen Ritzen hingegen gleich groß oder sogar niedriger sein können. Bei Versuchen von WULF et al. (2002) mit kofermentierter Gülle in der Nähe von Bonn waren die Ammoniakemissionen beim Einsatz von Schleppschuh auf Grünland (schlecht drainierter „Stagno-Gleyic Luvisol“) nur geringfügig höher als bei Injektion. Dabei waren die Unterschiede zu nicht ko-fermentierter Gülle gering. Die Lachgasemissionen waren aber bei der Injektion deutlich erhöht, sodass die $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha bei Injektion mit ca. 200 kg mehr als doppelt so hoch waren wie die 80 kg beim Schleppschuheinsatz (Schleppschlauch: ca. 125 kg; Prallteller: ca. 150 kg). THOMSEN et al. (2010) kommen zwar auch auf erhöhte klimarelevante Emissionen bei der Injektion von Gülle auf einem Acker (lehmiger Sand) gegenüber dem Schleppschlaucheinsatz, gehen jedoch davon aus, dass durch die Substitution des beim Schleppschlaucheinsatz in größerer Menge als NH_3 verlorenen Stickstoffs durch Mineraldünger unter Beachtung des vorgelagerten Bereichs etwa gleich hohe Klimabelastungen entstehen. Da die NH_3-N Verluste in der Regel mengenmäßig wesentlich höher sind als die N_2O-N-Emissionen, kommt dem Düngerwert bei der Gesamtbetrachtung der Klimawirksamkeit eine wichtige Rolle zu. GUTSER et al. (2010) gehen sogar davon aus, dass die Ausbringtechnik keine großen Unterschiede hinsichtlich der gesamten Klimarelevanz bewirkt und dass die Reduzierung der eingesetzten N-Menge letztlich deutlich wichtiger sei.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass im Kontext der Klimaschutzbewertung auch der Düngerwert und die Stickstoffproduktivität berücksichtigt werden müssen. Maßnahmen zur NH_3-Minderung wirken in diesem Sinne doppelt positiv, da sie maßgeblich dazu beitragen, den Düngerwert zu erhalten. Die sofortige Einarbeitung von Gülle, Gärresten und NH_3-bildenden festen Wirtschaftsdüngern auf unbewachsenen Flächen sowie der Verzicht auf breitflächige Ausbringung von flüssigen Wirtschaftsdüngern in wachsenden Beständen können die NH_3-Emissionen sehr effizient verringern. Forschungsbedarf besteht im Bereich der Injektionstechniken, die hinsichtlich der Verringerung der N_2O-Emission optimiert werden müssen. Ansatzpunkte hierfür sind der Einsatz von Nitrifikationshemmstoffen (Kap. 9.3) sowie die Art der Schlitztechnik.

Verteilgenauigkeit von Ausbringungstechnik

Eine Über- und Unterversorgung der Kulturen kann auch durch eine unzureichende Verteilgenauigkeit der Düngerausbringung verursacht werden. Im Kapitel 9.4 wurde die Bedeutung der Verteilgenauigkeit von Breitverteilern diskutiert. Hier kann ergänzend zur Wahl der Ausbringtechnik für Wirtschaftsdünger festgestellt werden, dass es hohe Varia-

bilitäten zwischen den Verteilerarten, aber auch zwischen Fabrikaten und Typen gibt. So hat FRICK (1999) bei Messungen verschiedener Verteiler für die Gülleausbringung allein für 27 Prallteller Variationskoeffizienten (VK) zwischen 14 und 46 % gefunden. Schwenkdüsen (VK ca. 10 %) und Pendelverteiler (VK ca.12 bis 14 %) erzielten in ihren Untersuchungen die besten Ergebnisse. Schleppschläuche, -schuhe und Injektionsgeräte haben naturgemäß eine sehr hohe Verteilgenauigkeit. Für Schleppschlauchverteiler sind Variationskoeffizienten von 5 % als sehr gut, von 5 bis 10 % als gut, von 10 bis 15 % als befriedigend, von 15 bis 20 % als genügend und von über 20 % als ungenügend zu bezeichnen. Bei Breitverteilern beim Einsatz mit Gülle sind diesen Zahlen jeweils 5 % zuzurechnen; bei Stallmist- und Kompoststreuern sind noch mal 5 % bzw. auf der letzten Stufe 10 % zuzurechnen, wobei nach den Kriterien der DLG nur die Verteiler mit Ergebnissen ab „befriedigender“ Verteilgenauigkeit eine Prüfung bestehen können (DLG in PÖLLINGER, 2006).

Art und Form des Düngers

In den obigen Erläuterungen wurde bereits nach flüssigen und festen Wirtschaftsdüngern differenziert. Sie haben, wie beschrieben, unterschiedliche Nährstoffverfügbarkeiten bzw. kurz- und langfristige wirksame MDÄ (Mineraldüngeräquivalente), was beim Ausbringzeitpunkt beachtet werden muss. Gärreste pflanzlicher und tierischer Herkunft sind grundsätzlich mit unvergorener Gülle vergleichbar, haben aber doch etwa andere Eigenschaften, die im Folgenden hervorgehoben werden, da sie auch die Emissionen beeinflussen können. Außerdem wird auf die separierte und die verdünnte Gülle eingegangen.

Gärreste

Vergorene Gülle und Gärreste haben eine bessere Fließfähigkeit, infiltrieren schneller, haben einen höheren Anteil Ammonium am Gesamtstickstoff, einen geringeren Gehalt an organischer Substanz, damit auch ein engeres C/N-Verhältnis, einen reduzierten biologischen Sauerstoffbedarf und einen höheren pH-Wert als ihre Ausgangsprodukte. Diese Eigenschaften können vorteilhaft für die Düngung und die N-Produktivität sein, allerdings nur, wenn dies in der Düngungsplanung berücksichtigt wird. Denn anderenfalls kann es zu erhöhten umweltbelastenden Austrägen an reaktiven Stickstoffverbindungen, besonders in Form der Nitratauswaschung und NH_3-Ausgasung, kommen. Der hohe TAN-Gehalt und hohe pH-Wert bewirken ein sehr hohes Potenzial für Ammoniakemissionen. Umso wichtiger sind hier also die NH_3-mindernden Maßnahmen, die oben beschrieben wurden (HEIERMANN in UBA, 2009; SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU), 2008; WENDLAND und GEIGER, 2009; MÖLLER und MÜLLER, 2012).

Obwohl das Potenzial für NH_3-Emissionen während der Ausbringung sehr groß ist, ergeben sich nicht zwangsläufig höhere Emissionen als bei unvergorener Gülle. Ein wesentlicher Grund hierfür ist das bessere Fließverhalten und die schnellere Infiltration in den Boden. So fanden MESSNER (1988), DÖHLER und HARING (1989) (beide in DÖHLER und HORLACHER, 2010) und WULF et al. (2002) keine eindeutigen Unterschiede der NH_3-Emissionen zwischen Gülle und vergorener Gülle, MÖLLER und STINNER (2009) aber

schon. Für pflanzliche Gärreste gibt es Hinweise auf erhöhte Ammoniakemissionen im Vergleich zu unvergorenen Güllen, die in Versuchen von PACHOLSKI et al. (2010), MÖLLER und STINNER (2009, in ebd.) und QUAKERNACK (2010, in ebd.) um die 25 % erhöht waren. Bei PACHOLSKI et al. (2010) fanden die Versuche auf Standorten in Schleswig-Holstein statt, bei MÖLLER et al. (2009) in Hessen und bei QUAKERNACK (2010, in ebd.) auf Marschstandorten.

Die vergleichende Bewertung von vergorenen und unvergorenen Güllen hinsichtlich der N_2O-Emission gibt auch kein eindeutiges Bild. THOMSEN et al. (2010) führen neben ihren eigenen Versuchen fünf weitere Studien auf, von denen vier auf N_2O-Reduktionen weisen, zwei jedoch auf keine Veränderungen; und in einem Versuchsjahr ihrer eigenen Versuche gab es sogar eine Tendenz zu höheren Emissionen vergorener Gülle. PACHOLSKI et al. (2009) vermuten (im Übrigen auch in Hinsicht auf Nitratauswaschung) aufgrund ihrer zweijährigen Versuche keine Unterschiede zwischen der nicht vergorenen Schweinegülle und den NaWaRo-Gärresten auf Standorten in Schleswig-Holstein. Dies sei aber zurzeit noch nicht für alle Standorte verallgemeinerbar.

Generell haben Gärreste aufgrund ihrer vielfältigen, unterschiedlichen Ausgangsmaterialien innerhalb der beschriebenen Charakteristika und Wirkungen große Variabilität. Die Emissionen aus der Gärresteausbringung sind bei der Bewertung der Klimaschutzwirkung der Biogasproduktion zu berücksichtigen. Hier sei auf das Kapitel 13.1 „Biogaserzeugung“ hingewiesen, in dem das Gesamtsystem auf Basis unterschiedlicher Gärsubstrate bewertet wird.

Die bisherigen Ergebnisse zeigen, dass sich Gärreste aus Biogasanlagen hinsichtlich der NH_3- und N_2O-Emission im Prinzip ähnlich verhalten wie Gülle, wobei aufgrund des höheren NH_4-Gehalts und der besseren Fließfähigkeit eher der Vergleich mit Schweinegülle angebracht ist. Bis gesicherte und übertragbare Ergebnisse zur Emissionen aus unterschiedlichen Gärresten vorliegen, wird empfohlen, als erste Näherung die Emissionsfaktoren für Schweinegülle zu verwenden.

Separierte Gülle

Bei der Separierung werden die festen und flüssigen Bestandteile von Flüssigmisten getrennt, wobei bei den gängigen Techniken eine relative Anreicherung der Nährstoffe, vorwiegend bei P, geschieht, welches in der festen Phase angereichert wird.

Das separierte flüssige Produkt kann besser in den Boden eindringen als nicht separierte Gülle und dadurch zu geringeren Ammoniakemissionen nach der Ausbringung führen, was für verschiedene Ausbringmethoden von VANDRÉ et al. (1997), AMON et al. (2006) und HJORTH et al. (2009) nachgewiesen wurde. Durch den verringerten Gehalt der Flüssigphase an organischem Kohlenstoff ist anzunehmen, dass auch die Gefahr der Lachgasemission geringer ist als bei nicht separierter Gülle. Hierfür gibt es jedoch sowohl bestätigende Hinweise (DOSCH und GUTSER, 2006, in GUTSER et al., 2010; BERTORA et al.,

2008, in THOMSEN et al., 2010) als auch Hinweise auf das Ausbleiben einer Wirkung (THOMSEN et al., 2010; CLEMENS et al., 2006, in THOMSEN et al., 2010). So kann nicht per se von geringeren N_2O-Emissionen ausgegangen werden. Die Reaktion hängt vermutlich u. a. davon ab, wie humushaltig der Boden ist und ob die separierte Gülle auf Erntereste ausgebracht wird, da die Lachgasbildung durch die Denitrifikation unter anderem von der C-Verfügbarkeit abhängt (s. oben).

Im Vergleich zum konventionellen Festmist hat die separierte Festphase einen deutlich höheren Ammoniumanteil am Gesamt-N. Hieraus resultiert ein deutlich höheres Potenzial für NH_3-/N_2O-Emissionen und auch N_2-Verlusten (HANSEN et al., 2006; mehrere Studien, zitiert in MÖLLER und MÜLLER, 2012), die vor allem während der Lagerung und ggf. Kompostierung auftreten. Dies gilt sowohl für die feste Phase von Gärresten (MÖLLER et al., 2010) als auch von unvergorener Gülle (AMON et al., 2006). Aufgrund des Emissionspotenzials sollten Gärreste nach MÖLLER (2011) am besten erst direkt vor dem Ausbringen separiert werden und die festen, ebenso wie die flüssigen, Gärreste nach der Ausbringung rasch eingearbeitet werden.

Für die Gesamtbewertung der Separierung müssen die Emissionen der Fest- und Flüssigphase gemeinsam betrachtet werden. Die Ergebnisse hierzu sind nicht eindeutig. In einer Studie von AMON et al. (2006) überstiegen die NH_3-Emissionen aus der Lagerung die Einsparungen aus der Ausbringung. Nur durch die Methaneinsparungen bei der Lagerung waren die gesamten THG-Emissionen der separierten Gülle (flüssig und fest) niedriger als bei der Rohgülle (ebd.). DALGAARD et al. (2011) weisen der Separierung zwar THG-Einsparungen zu, jedoch nur im Bereich der Lagerung, nicht im Bereich der Ausbringung.

Der eigentliche Vorteil der Separierung liegt in der Erzeugung eines Düngers (Festphase), der sich aufgrund des deutlich verringerten Wassergehalts besser transportieren lässt. Die Separierung kann die N-Produktivität dadurch erhöhen, dass in viehstarken Gebieten die flüssige Phase gezielt eingesetzt und die feste Phase als transportwürdigerer Dünger und effektiveres Biogassubstrat im Vergleich zur Rohgülle exportiert werden kann. Die feste Phase kann in Biogasanlagen effektiver als normale Gülle verwertet werden, da sie einen höheren Energiegehalt aufweist, wodurch es wirtschaftlich sinnvoll sein kann, einen Teil pflanzlicher Gärsubstrate durch sie zu ersetzen (BRAUCKMANN et al., 2010; KOWALEWSKY, 2010; SCHOMAKER, 2010). Der Anteil der exportierten Nährstoffe und der Energie hängt dabei von der Separierungstechnik ab. Auch die Beschaffenheit der Ausgangsstoffe, z. B dadurch beeinflusst, wie Stallsysteme ausgestaltet sind, bestimmt die Aufteilung der Nährstoffe in die flüssige und feste Phase (HJORTH et al., 2010). Einfachere Techniken erhöhen im Feststoffanteil vor allem den Trockenmasse-, organischen Kohlenstoff-, P- und Energieanteil gegenüber der Rohgülle. Komplexere und teurere Techniken können auch Stickstoff von der flüssigen in die feste Phase verschieben. Durch moderne Technik und den Einsatz von Zusatzstoffen kann es in Zukunft sogar möglich werden, N-P-K-Mischungen herzustellen, die dem Pflanzenbedarf entsprechen (ebd.). Zu den aktuelleren und günstigeren Varianten gehören die Pressschneckenseparatoren, deren Ein-

satz in Niedersachsen diskutiert wird (s. dazu ALBERS, 2010, wo auch Versuchsergebnisse von sechs Milchviehbetrieben dargestellt sind).

Die bisherigen Ergebnisse weisen darauf hin, dass das Potenzial der Gülleseparierung für den Klimaschutz weniger im Bereich der Emissionsminderung bei der Lagerung und Ausbringung liegt, sondern in der Option, wirtschaftsdüngerbasierte Nährstoffströme im Sinne der Vermeidung von regionalen Überschüssen, der Steigerung der Düngereffizienz und einer effizienten Humusreproduktion zu lenken.

Verdünnte Gülle

Eine weitere Möglichkeit, Ammoniakemissionen beim Ausbringen in Pflanzenbestände zu reduzieren, ist die Verdünnung von Gülle. Laut DÖHLER und HORLACHER (2010) ist diese Wirkung *„seit langem bekannt und in Versuchen mehrfach nachgewiesen (z. B. BEUDERT et al., 1988; MEINZI et al., 1997)“*. Durch eine 1 : 1-Verdünnung sei eine Reduzierung von ca. 50 % möglich. Zum Vergleich waren es bei Versuchen von REITZ (2000, in MOTZ, 2003) 60 %, bei MKHABELA (2009) waren es 41 %. Allerdings entstehen durch den erhöhten Ausbringaufwand zusätzliche Emissionen, sodass die Gesamtwirkung deutlich unter 50 % liegen dürfte (DÖHLER und HORLACHER, 2010), es sei denn, Verschlauchung liegt vor. Außerdem können durch die zusätzliche Feuchtigkeit und auch durch die höheren Bodenbelastungen die Lachgasemissionen erhöht werden. Dazu gibt es jedoch nur wenige Untersuchungen. Bei MOTZ (2003) kam es auf Acker und bei SCHÜRER (2002) auf Grünland zu erhöhten Lachgasemissionen durch Verdünnung, die bei SCHÜRER aber als $CO_{2\text{-Äq.}}$ im Vergleich zu den NH_3-Emissionen gering waren und durch verringerte Methanemissionen ausgeglichen wurden. Motz weist darauf hin, dass ihre Ergebnisse auf unbewachsenem Acker nicht für bewachsenes Grünland gelten können, wo der Stickstoff von Pflanzen aufgenommen werden kann. So haben MKHABELA et al. (2009) keine höheren Lachgasemissionen durch Verdünnung der Gülle auf Grünland festgestellt, wobei sie insgesamt geringe N_2O-Emissionen feststellten. MOTZ (2003: 118) schließt aus ihren Betrachtungen, dass Verdünnung *„vor allem auf schweren, schlecht durchlüfteten Böden […] in Hinsicht auf Lachgasemissionen nicht zu empfehlen*" ist. Weitere Einschränkungen sind die Wasserverfügbarkeit und technische Aspekte, aufgrund derer DÖHLER und HORLACHER (2002) die Verdünnung nur für die voralpinen Regionen Deutschlands und der Schweiz empfehlen. In der Schweiz wird z. B. die Verdünnung von 1 : 1 für Schweinegülle und 1 : 2 von Rindergülle empfohlen; ist eine Verschlauchung/Gülleleitung vom Lager zum Feld[14] vorhanden, kann die Verdünnung aufgrund der geringeren Transportkosten auf bis zu 1 : 4 erhöht werden (KOLAS, 2006). In allen anderen Regionen sei dringend zu empfehlen, die Verdünnung aus Kostengründen weitestgehend zu reduzieren (DÖHLER und HORLACHER 2002). Auch in einer Veröffentlichung der Landwirtschaftskammer Niedersachsen wird

[14] Eine andere Variante der Verschlauchung ist der Transport der Gülle in einem größeren Güllebehälter an den Feldrand und eine Verschlauchung von dort, was den Transportaufwand geringfügiger senkt als die oben genannte Variante.

auf die Vorteile der Verdünnung hingewiesen, die neben der Emissionsreduzierung die bessere Pflanzenverfügbarkeit des Stickstoffs beinhalten (LWK HANNOVER, 1998). Besonders interessant kann die Verdünnung sein, wenn Gülle im Sommer mit dem Breitverteiler auf Grünland ausgebracht wird. Hier besteht die Gefahr, dass ohne Verdünnung der Großteil des Ammoniumstickstoffs als Ammoniak verloren geht. Außerdem werden Verätzungen der Pflanzen durch die Verdünnung vermieden.

Zusammenfassung

Die dargestellten Zusammenhänge zeigen, dass es eine Reihe von Ansatzstellen gibt, um umwelt- und klimabelastende Emissionen, die durch die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern verursacht werden, zu verringern. Nachfolgend sind die erfolgversprechendsten Maßnahmen tabellarisch zusammengefasst (Tabelle 10.6-3). Eine grundlegende Voraussetzung für die Emissionsminderung ist, dass die Höhe der Düngergabe an den Bedarf der Kulturen angepasst ist. Entsprechend muss die Verbesserung des Düngerwerts durch die Verringerung von NH_3-Emissionen bei der Düngeplanung berücksichtigt werden.

Tabelle 10.6-3: Zusammenfassung der wichtigsten Maßnahmen zur Vermeidung von umwelt- und klimabelastenden Emissionen durch die Wirtschaftsdüngerausbringung

Maßnahme (Anwendungsbereich)	Wirkung auf die NH_3-Emission	Wirkung auf die THG-Emission
Ausbringung auf Ackerflächen		
Keine Ausbringung von Düngern mit größeren Anteilen an kurzfristig pflanzenverfügbarem Stickstoff (z.B. Gülle, Gärreste, Geflügelkot) nach Ernte der Hauptfrucht ohne entsprechende N-Aufnahmekapazität der Nachfrucht vor dem Winter	• Minderung der NH_3-Ausbringungsverluste durch Verzicht auf eine wenig produktive Düngergabe und Steigerung der N-Produktivität	• Minderung direkter N_2O-Emissionen • Minderung indirekter N_2O-Emissionen durch Nitratauswaschung und NH_3-Verluste • Einsparung von THG-Emissionen der Mineraldüngerbereitstellung durch Steigerung der N-Produktivität
Erweiterung der Lagerkapazität für Gülle in ackerbaubasierten Veredelungsbetrieben auf 9 Monate	• Minderung der NH_3-Verluste durch mehr Flexibilität bei der Zeitplanung der Gülleausbringung und Steigerung der N-Produktivität	• Minderung direkter und indirekter N_2O-Emissionen durch bessere Ausnutzung des Gülle-N • Einsparung von THG-Emissionen der Mineraldüngerbereitstellung durch Steigerung der N-Produktivität von z. B. Gülle, Gärresten
Sofortige Einarbeitung (innerhalb von einer Stunde) von Düngern mit größeren Anteilen an kurzfristig pflanzenverfügbarem Stickstoff auf unbewachsenen Flächen	Minderung der NH_3-Ausbringungsverluste gegenüber der Einarbeitung nach 4 Stunden in %: • Rind: 62 % (Gülle) • Schwein: 56 % (Gülle) • Geflügelkot: > 90 % Minderung der NH_3-Emission durch und Steigerung der N-Produktivität	• Minderung direkter und indirekter N_2O-Emissionen • Einsparung von THG-Emissionen der Mineraldüngerbereitstellung durch Steigerung der N-Produktivität

Tabelle 10.6-3: Fortsetzung

Maßnahme (Anwendungsbereich)	Wirkung auf die NH_3-Emission	Wirkung auf die THG-Emission
Zeitnahe Einarbeitung von Festmist mit geringen Anteilen an kurzfristig pflanzenverfügbarem Stickstoff	Minderung der NH_3-Ausbringungsverluste (Festmist) bei Einarbeitung innerhalb von einer bzw. 4 Stunden gegenüber der Einarbeitung nach 24 Stunden in %: • Rind und Schwein: 50 % (nach 4 Std.), 90 % (nach 1 Std.)	• Minderung indirekter N_2O-Emissionen • Einsparung von THG-Emissionen der Mineraldüngerbereitstellung durch Steigerung der N-Produktivität
Ausbringung von Flüssigdüngern in wachsende Bestände mit NH_3-emissionsarmen Techniken (Schleppschlauch, Injektion[1)])	Minderung der NH_3-Ausbringungsverluste (Gülle) gegenüber Breitverteiler in %: • Schleppschlauch: 30 % (Rind), 48 % (Schwein) • Injektion: 60 % (Rind), 80 % (Schwein) Minderung der NH_3-Emission durch Steigerung der N-Produktivität	• Minderung indirekter N_2O-Emissionen • Einsparung von THG-Emissionen der Mineraldüngerbereitstellung durch Steigerung der N-Produktivität • Direkte N_2O-Emissionen können besonders bei der Schlitztechnik erhöht sein
Ausbringung auf Grünland		
Ausbringung von Flüssigdüngern bei bedecktem Himmel und kühl-feuchtem, windarmem Wetter, im Sommer bevorzugt abends	• Minderung der NH_3-Ausbringungsverluste durch geeignete Witterung • Minderung der NH_3-Emission durch Steigerung der N-Produktivität	• Minderung indirekter N_2O-Emissionen · Einsparung von THG-Emissionen der Mineraldüngerbereitstellung durch Steigerung der N-Produktivität
Verwendung NH_3-armer Ausbringungstechniken (z. B. Schleppschuh)	Minderung der NH_3-Ausbringungsverluste (Gülle) Schleppschuh gegenüber Breitverteiler in %: • Rind: 40 % • Schwein: 60 % Minderung der NH_3-Emission durch Steigerung der N-Produktivität	• Minderung indirekter N_2O-Emissionen • Einsparung von THG-Emissionen der Mineraldüngerbereitstellung durch Steigerung der N-Produktivität
Verdünnung der Gülle mit Wasser (besonders bei Ausbringung im Sommer)	• Minderung der NH_3-Ausbringungsverluste durch verbessertes Fließverhalten • Minderung der NH_3-Emission durch Steigerung der N-Produktivität	• Minderung indirekter N_2O-Emissionen • Einsparung von THG-Emissionen der Mineraldüngerbereitstellung durch Steigerung der N-Produktivität

1) Bei der Injektionstechnik besteht Forschungsbedarf hinsichtlich der Möglichkeiten, die Gefahr der N_2O-Emission zu verringern.

Dauerhaftigkeit/Umkehrbarkeit

Die Reduktion von Emissionen durch verbesserte Ausbringung ist dauerhaft und nicht umkehrbar. Da die Minderung der NH_3-Verluste bei der Ausbringung den Düngerwert erheblich steigern kann, muss die verbesserte Düngerwirkung in der Düngerplanung und Ausbringungsmenge berücksichtigt werden, um N-Überschüsse und die Verlagerung von klimawirksamen Emissionen im Produktionsprozess zu vermeiden.

Potenzielle Verdrängungseffekte

Die Optimierung der Wirtschaftsdüngerausbringung führt zu keinen Verdrängungseffekten.

Weitere Umweltwirkungen

Die weiteren Umweltwirkungen der Reduzierung von reaktiven N-Emissionen und der Steigerung der N-Effizienz sind in Kapitel 9.1 zusammengefasst. Bei der Ausbringung von Wirtschaftsdünger sind besonders die Ammoniakemissionen von zentraler Bedeutung. Diese sind nicht nur indirekt klimawirksam, sondern führen auch zur Eutrophierung und Versauerung von Ökosystemen und zu Änderungen und Verlusten der Biodiversität. Als Vorläufer von Feinstäuben können sie auch gesundheitliche Beeinträchtigungen hervorrufen. Ammoniakemissionen stammen zu ca. 95 % aus der Landwirtschaft und zum größten Teil aus der Tierhaltung (GEUPEL et al., 2009).

Potenzial zur THG-Emissionsminderung in Niedersachsen

Regionale Bedeutung (Ist-Zustand) und technisch mögliche Emissionsminderung

Durch die sofortige Einarbeitung von Wirtschaftsdüngern aus der Rinder- und Schweinehaltung können in Niedersachsen insgesamt rund 6,4 kt NH_3-N Emissionen sowie 15 (für Schwein) bzw. 65 kt $CO_{2\text{-Äq.}}$ (für Rind) eingespart werden. Hierbei wurden die derzeitigen NH_3-Emissionen, die nach Ausbringung von Wirtschaftsdüngern (Gülle und Mist) auf landwirtschaftlich genutzte Flächen in Niedersachsen entstehen, der Annahme gegenübergestellt, dass zukünftig Wirtschaftsdünger auf unbewachsenen Flächen sofort (innerhalb einer Stunde) eingearbeitet wird. Berücksichtigt wurde, dass der anfallende Wirtschaftsdünger auf Grünlandflächen und bewachsenen Flächen nicht eingearbeitet wird. Als Grundlage für die Darstellung des Status quo der derzeitigen Wirtschaftsdüngerausbringung wurde auf Daten zurückgegriffen, die im nationalen Emissionsinventar genutzt werden. Hier wurde unterstellt, dass die Wirtschaftsdünger auf unbewachsenen Flächen bereits innerhalb von vier Stunden eingearbeitet werden. Die Auswertung der aktuellen Erhebungen (2011), u. a. zum Status quo der Ausbringungspraxis von Wirtschaftsdüngern in landwirtschaftlichen Betrieben, ist in Bearbeitung und wurde aufgrund dessen nicht berücksichtigt. Die ausgebrachten N-Mengen basieren auf Auswertungen der Nationalen Emissionsberichterstattung 2010 (HAENEL et al., 2010) und dem Bezugsjahr 2008.

Die Treibhausgaseinsparung durch die sofortige Einarbeitung von Wirtschaftsdüngern erfolgt durch die Einsparung von NH_3-Emissionen, die über die Stickstoffdeposition indirekte N_2O-Emissionen verursachen. Weiterhin wurde eine Einsparung von Mineraldünger-N berücksichtigt, da durch die Minderung der NH_3-Verluste mehr kurzfristig verfügbarer Stickstoff in den Wirtschaftsdüngern vorhanden ist und entsprechend mehr Mineraldünger-N ersetzt werden kann (Tabellen 10.6-4, 10.6-5 und 10.6-6).

Tabelle 10.6-4: Mögliche Minderung der NH_3-Emissionen und der daraus resultierenden THG-Emissionen in Niedersachsen durch die sofortige Einarbeitung von Wirtschaftsdüngern aus der Schweinehaltung auf unbewachsenen Flächen

Ist-Zustand[1)]		Szenario		Einsparung von				Summe der THG-Einsparung
NH_3-Emissionen aus der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern (Schweine) (Einarbeitung auf unbewachsenen Flächen innerhalb von 4 Stunden)		NH_3-Emissionen aus der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern (Schweine) (Einarbeitung auf unbewachsenen Flächen innerhalb von einer Stunde)		NH_3-Emissionen	NH_3-N-Emissionen	THG-Emissionen durch sofortige Einarbeitung	THG-Emissionen durch N-Gutschrift[2)]	
kt NH_3	kt NH_3-N	kt NH_3	kt NH_3-N	kt NH_3	kt N	kt $CO_{2\text{-Äq.}}$	kt $CO_{2\text{-Äq.}}$	kt $CO_{2\text{-Äq.}}$
6,0	4,9	4,5	3,7	1,5	1,2	5,9	9,1	15,0

1) Seit August 2011 muss auf Grundlage einer bundesweiten Abstimmung der Agrarministerkonferenz die Einarbeitung von Gülle auf unbewachsenen Flächen innerhalb von spätestens vier Stunden erfolgen. Dies wird als Ist-Situation.

2) Annahme: Durch die Minderung der NH_3-Verluste steigt der Düngerwert der Gülle. Hierdurch kann entsprechend Mineraldünger eingespart werden.

Quelle: Eigene Berechnungen nach Haenel et al. (2010).

Tabelle 10.6-5: Mögliche Minderung der NH_3-Emissionen und der daraus resultierenden THG-Emissionen in Niedersachsen durch die sofortige Einarbeitung von Wirtschaftsdüngern aus der Rinderhaltung auf unbewachsenen Flächen

Ist-Zustand[1)]		Szenario		Einsparung von				Summe der THG-Einsparung
NH_3-Emissionen aus der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern (Rind) (Einarbeitung auf unbewachsenen Flächen innerhalb von 4 Stunden)		NH_3-Emissionen aus der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern (Rind) (Einarbeitung auf unbewachsenen Flächen innerhalb von einer Stunde)		NH_3-Emissionen	NH_3-N-Emissionen	THG-Emissionen durch sofortige Einarbeitung	THG-Emissionen durch N-Gutschrift[2)]	
kt NH_3	kt NH_3-N	kt NH_3	kt NH_3-N	kt NH_3	kt N	kt $CO_{2\text{-Äq.}}$	kt $CO_{2\text{-Äq.}}$	kt $CO_{2\text{-Äq.}}$
30,4	25,0	24,0	19,8	6,3	5,2	25,4	39,1	64,5

1) Seit August 2011 muss auf Grundlage einer bundesweiten Abstimmung der Agrarministerkonferenz die Einarbeitung von Gülle auf unbewachsenen Flächen innerhalb von spätestens vier Stunden erfolgen. Dies wird als Ist-Situation.

2) Annahme: Durch die Minderung der NH_3-Verluste steigt der Düngerwert der Gülle. Hierdurch kann entsprechend Mineraldünger eingespart werden.

Quelle: Eigene Berechnungen nach Haenel et al. (2010).

Tabelle 10.6-6: Zusammenfassung der möglichen Minderung der NH_3-Emissionen und der daraus resultierenden Minderung der Treibhausgasemissionen (THG-Emissionen) in Niedersachsen (infolge Verringerung indirekter N_2O-Emissionen und durch Einsparung von Mineraldünger) durch die sofortige Einarbeitung von Wirtschaftsdüngern der Schweine- und Rinderhaltung auf unbewachsenen Flächen

	Emissionsminderung für Gesamtniedersachsen	
	Minderung der Ammoniakemissionen durch Einarbeitung des Wirtschaftsdünders auf unbewachsenen Flächen innerhalb 1 Stunde gegenüber 4 Stunden[1)]	Minderung von indirekten N_2O-Emissionen und THG-Emissionen durch Einsparung von mineralischem N-Dünger durch Einarbeitung des Wirtschaftsdüngers auf unbewachsenen Flächen innerhalb 1 Stunde gegenüber 4 Stunden
	kt NH_3-N	kt $CO_{2\text{-Äq.}}$
Wirtschaftsdünger		
Rinder	5,2	65
Schweine	1,2	15

1) Seit August 2011 muss auf Grundlage einer bundesweiten Abstimmung der Agrarministerkonferenz die Einarbeitung von Gülle innerhalb von spätestens vier Stunden erfolgen.

Quelle: Eigene Berechnungen nach Haenel et al. (2010).

Abbildbarkeit in der Emissionsberichterstattung

Ammoniakemissionen und indirekte N_2O-Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerausbringung werden in der nationalen Berichterstattung erfasst. Es werden unterschiedliche Ausbringungsmöglichkeiten berücksichtigt, die auch auf THG-Minderungsziele angerechnet werden können. Ein Monitoring der z. B. sofortigen Einarbeitung ist möglich, da relativ einfach kontrollierbar ist, ob die entsprechende Technik, z. B. ein Güllegrubber oder ein zweiter Schlepper auf dem Acker bzw. Feldrand vorhanden ist. Ein verringerter Einsatz von Mineraldünger durch die gesteigerte Düngereffizienz von Wirtschaftsdüngern wird ebenfalls erfasst. Einsparungen im Bereich der Mineraldüngerbereitstellung sind bei inländischer Produktion im Inventar enthalten, werden aber nicht unter dem Sektor „Landwirtschaft“ abgebildet.

Fazit

Die Wirtschaftsdüngerausbringung ist die wichtigste Ursache der Ammoniakemission aus der Landwirtschaft. Darüber hinaus führt sie direkt und indirekt zur Emission von Treibhausgasen. Durch die sofortige Einarbeitung der Wirtschaftsdünger auf unbewachsenen Flächen und emissionsarme Ausbringungstechniken in wachsenden Beständen sowie die Optimierung der Ausbringungszeiten und -mengen unter stärkerer Berücksichtigung der N-Produktivität der Dünger können die Emissionen erheblich und sehr effizient verringert werden. Die Emissionsminderung ist sowohl auf die unmittelbare Verringerung der NH_3-Emission bei der Ausbringung als auch auf die Vermeidung indirekter N_2O-Emissionen

sowie die Steigerung des Düngerwerts und der N-Produktivität der Düngung, die bestimmen wie viel Mineraldünger-N durch die Wirtschaftsdünger ersetzt werden kann, zurückzuführen.

Es ist von zentraler Bedeutung, dass die beschriebenen Maßnahmen zur Emissionsminderung bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern als Teil einer Gesamtstrategie der Emissionsminderung in Wirtschaftsdüngerketten gesehen werden. Im Sinne des Klimaschutzes muss das Ziel sein, die Systemketten (z. B. Fütterung, Lagerung, Düngeplanung, Ausbringung) zu optimieren, um das Potenzial der Emissionsminderung möglichst vollständig zu realisieren und eine Verschiebung von Emissionen innerhalb der Systeme vermeiden.

10.7 Wahl des Haltungssystems: Weide oder Stall

Maßnahmenbeschreibung

Es wird diskutiert, ob die Weidehaltung von Rindern im Gegensatz zur ganzjährigen Stallhaltung zur Reduzierung von Treibhausgasemissionen beiträgt. Um Haltungssysteme aus Sicht des Klimaschutzes vergleichen und bewerten zu können, bedarf es einer komplexen Systemanalyse der Fütterung, der futter- und leistungsabhängigen Methanemission der Rinder, der Produktivität der Systeme sowie des Düngemanagements und der Ressourceneffizienz der Produktion. Tierschutzaspekte und die Rolle der Wiederkäuer zur Veredlung des Grünlandaufwuchses sollten ebenfalls in Betracht gezogen werden.

Anhand der Zusammenstellung von Studien, die unterschiedliche Haltungssysteme unter dem Aspekt der entstehenden THG-Emissionen vergleichen, wird analysiert, ob die Wahl des Haltungssystems (Weide- bzw. Stallhaltung) eine effiziente Maßnahme zur Minderung von Treibhausgasemissionen darstellt.

Wirkung auf Treibhausgasemissionen

THG-Minderungspotenzial

Die Viehhaltung stellt weltweit mit etwa 80 % den höchsten Anteil der landwirtschaftlichen THG-Emissionen (FAO, 2006). Treibhausgasemissionen aus der Rinderhaltung haben ihren Ursprung in verschiedenen Produktionsbereichen. Methanemissionen entstehen bei der Verdauung der Futtermittel und der Wirtschaftsdüngerlagerung. CO_2-Emissionen entstehen direkt aus dem Dieselverbrauch, indirekt aus dem Stromverbrauch landwirtschaftlicher Maschinen und Stallanlagen sowie im Zuge der Bereitstellung von Produktionsmitteln (z. B. Mineraldüngerproduktion). Im Falle der Bewirtschaftung organischer Böden wird die CO_2-Emission auch durch den Verlust an organischer Bodensubstanz verursacht. Direkte und indirekte N_2O-Emissionen stammen im Wesentlichen aus der Umset-

zung von Stickstoff aus Wirtschaftsdüngern, chemisch-synthetischen N-Düngern, Ernterückständen und der symbiontischen N-Fixierung.

Mehrere Studien bilanzierten die THG-Emissionen aus der Rindfleisch- und Milchproduktion in unterschiedlichen Ländern und Produktionssystemen z.B. (CASEY und HOLDEN, 2006 a, b; CROSSON et al., 2011; KRISTENSEN et al., 2011; MUELLER-LINDENLAUF et al., 2010; PELLETIER et al., 2010; ROTZ et al., 2010). Dabei zeigten beispielsweise (OLESEN et al., 2006) modellbasiert, dass die produktbezogenen THG-Emissionen in der Milchviehproduktion eher von der N-Effizienz im System als vom Produktionssystem selbst bestimmt werden. Auch (SCHILS et al., 2006) wiesen auf die zentrale Bedeutung der N-Effizienz sowie der N-Überschüsse für die THG-Emissionen in holländischen Milchviehbetrieben hin. Entsprechend zählt die Optimierung des Futter- und Düngemanagements zu den wichtigsten Optionen der Emissionsminderung (ROTZ et al., 2010). Ein direkter Vergleich der zitierten Studien ist aufgrund der unterschiedlichen Berechnungsmethoden nur begrenzt möglich. Die Hauptunterschiede beziehen sich dabei auf die Wahl der Bezugseinheit, die Allokationsmethoden (Allokation der THG-Emissionen auf die produzierte Milch und die Kälber zur Mast), die Systemgrenzen (mit/ohne Berücksichtigung direkter und indirekter Landnutzungsänderungen, C-Sequestrierungspotenziale) sowie die verwendeten Emissionsfaktoren zur Berechnung von THG-Emissionen.

Nur wenige Studien verglichen die Klimawirksamkeit von Weidehaltungssystemen und ganzjähriger Stallhaltung (PELLETIER et al., 2010; ROTZ et al., 2010; WEISKE und MICHEL, 2007). Generell lässt sich feststellen, dass die Aufwendungen bei der Weidehaltung für Transporte und Feldarbeiten, sowohl bei der Futterbergung als auch bei der Wirtschaftsdüngerausbringung, geringer sind als bei der Stallhaltung. Dies resultiert in einer geringeren CO_2-Emission der Weidewirtschaft. Bei der Beweidung fällt auch weniger Gülle zur Lagerung an. Entsprechend sind die Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung (CH_4, NH_3, N_2O) geringer. Die Methanemissionen aus den Exkrementen der Weidetiere sind aufgrund der raschen Belüftung der Ausscheidungen deutlich geringer als die CH_4-Emissionen aus der Güllelagerung (IPCC, 2006). Die N_2O-Emission durch die Rückführung der tierischen Wirtschaftsdünger ist dagegen meist bei Weidehaltungssystemen höher als bei der Stallhaltung. Der N-Eintrag auf Weiden findet an wenigen Stellen sehr konzentriert statt und führt an den Dung- und Urinstellen zu hohen N-Überschüssen und N_2O-Emissionen (ERIKSEN et al., 2010; FLESSA et al., 1996; OENEMA et al., 1997). Besonders hohe N_2O-Emissionen können auf nassen und durch Trittbelastung verdichteten Weiden auftreten ((ERIKSEN et al., 2010; OENEMA et al., 1997; VAN GROENIGEN et al., 2005). Nach den IPCC-Richtlinien (IPCC, 2006) wird im Mittel 2 % des N-Eintrags über Weideexkremente als N_2O-N emittiert. Die Unsicherheit dieses Emissionsfaktors ist jedoch sehr groß (Unsicherheitsbereich: 0,7 bis 6 % des N-Eintrags wird als N_2O-N emittiert). Wird der ausgeschiedene Stickstoff in Form von Gülle ausgebracht, wird eine N_2O-N Emission von 1,25 % (IPCC, 1996) bzw. 1 % (IPCC, 2006) des eingetragenen Stickstoffs angenommen.

Werden die Tiere tagsüber auf die Weide geführt, sind die NH_3-Emissionen deutlich geringer als im Stall, da durch rasches Einsickern des Urins in den Boden die Bildung und Emission von Ammoniak verringert wird. Im Vergleich zur Stallhaltung mit NH_3-Verlusten aus dem Stallbereich, dem Gülle- oder Mistlager sowie der Ausbringung der Wirtschaftsdünger sind die NH_3-Emissionen aus der Weidehaltung, deutlich geringer. Nach der aktuellen VDI-Richtlinie zu Emissionen und Immissionen aus Tierhaltungsanlagen (VDI3894, 2011) sowie EURICH-MENDEN et al. (2010) ist ein NH_3-Reduktionspotenzial von 15 % durch eine Weidehaltung von mindestens sechs Stunden möglich. Eine Verlängerung der Weidezeit trägt ebenfalls zur Minderung von NH_3-Emissionen bei (GILHESPY et al., 2006; WEBB et al., 2005). Hierbei ist jedoch zu berücksichtigen, dass bei verlängerten Weidezeiten die Gefahr der Nitratauswaschung in Abhängigkeit des N-Eintrags über Urin und Dung sowie Standortfaktoren ansteigen kann (VELLINGA et al., 2001).

Wird die grünlandbetonte Fütterung einer Weideführung mit einer ackerfutterbaubetonten Fütterung verglichen, kommen noch weitere klimawirksamen Effekte der Futterzusammensetzung hinzu. Ein hoher Anteil von Raufutter, wie es in Weidehaltungssystemen üblich ist, führt zu höheren produktbezogenen Methanemissionen als bei reinen Hochleistungs-Stallhaltungssystemen mit einem höheren Anteil an Kraftfutter in der Ration. Auch die Höhe der produktbezogenen N-Ausscheidung ist bei grünlandbetonter Fütterung erhöht. Dagegen steht ein meist geringerer Bedarf an Sojaimporten in grünlandbasierten Systemen.

Die sehr komplexen, vielfältigen Ursachen der Treibhausgasemissionen in den Haltungssystemen, die teils positiv und teils negativ zu Buche schlagen, erschweren eine klare Bewertung der Vorzüglichkeit eines bestimmten Systems. Generell weisen mehrere systembewertenden Studien darauf hin, dass produktbezogene Emissionen mit steigender Futterqualität, Milchleistung und N-Effizienz sinken (CASEY und HOLDEN, 2005; MUELLER-LINDENLAUF et al., 2010). Letztlich gilt dies aber unabhängig von der Haltungsform. ROTZ et al. (2010) kommen auf der Basis von Modellrechnungen für einen Milchviehbetrieb mit und ohne Weidehaltung zu dem Schluss, dass der Betrieb mit Weidehaltung insgesamt 9 % weniger THG-Emissionen je Produkteinheit aufweist. Als Gründe werden zum einen die 13 % geringeren CH_4-Emissionen hauptsächlich aus dem Dungmanagement während der warmen Sommermonate genannt. Zum anderen werden 30 % geringere CO_2-Emissionen aus der Verbrennung von fossilen Energieträgern durch weniger Maschineneinsatz während der Weideperiode sowie Einsatz von Elektrizität und Gebrauch der Produktionsanlage selbst aufgezeigt. Kompensiert werden diese Einsparungen allerdings durch die bis zu 33 % höheren N_2O-Emissionen, die aus den Urinstellen während des Weidegangs emittieren. Die Studie zeigt jedoch auch, dass andere Managementansätze in Milchviehbetrieben, z. B. die Nutzung des Wirtschaftsdüngers in Biogasanlagen (39 % Einsparung im Vergleich zum Referenzbetrieb), aber auch eine veränderte Fütterung (13 % Einsparung im Vergleich zum Referenzbetrieb) zu deutlich höheren produktbezogenen THG-Einsparungen führen können. Die bisherigen Ergebnisse weisen darauf hin,

dass die Optimierung der Futterproduktion, der Futterzusammensetzung, des Wirtschaftsdüngermanagements, der Düngeeffizienz und des Energieverbrauchs in den bestehenden Haltungssystemen in der Regel deutlich größere Potenziale zur Emissionsreduktion in der Milchproduktion bietet als die generelle Veränderung der Haltungsform. Unzureichend berücksichtigt sind in den bisherigen Studien die Aspekte der Lebensleistung sowie die mit der Milchviehhaltung gekoppelte Rindfleischerzeugung.

In der Rindermast führt eine lange Mastdauer zu höheren Emissionen pro Kilogramm Rindfleisch. So weisen PELLETIER et al. (2010) darauf hin, dass Rinder, die auf Weideflächen ausgemästet wurden, im Vergleich zur Ausmast in Offenställen ohne Weidegang höhere THG-Emissionen je Produkt aufwiesen. Die Ausmast ohne Weidegang zeigte durch höhere Futterqualitäten und damit gesteigerte Wachstumsraten geringere CH_4-Emissionen durch Verdauung und geringere N_2O-Emissionen aus dem Düngemanagement. Auch PHETTEPLACE et al. (2001) betonen, dass durch eine geringere Ausmastdauer in Offenställen ohne Weidegang Emissionen aus der amerikanischen Rindfleischproduktion verringert werden können.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Weidehaltung zu einer signifikanten Verringerung der NH_3-Emission führt. Die Wirkung der Haltungsform auf die produktbezogene Treibhausgasbilanz ist für die Milchproduktion nicht eindeutig. Mehrere Studien weisen auf ein geringes Emissionsminderungspotenzial der Weideführung hin. Allerdings ist letztlich das betriebliche Management weitaus wichtiger für die Minderung der Emissionen als die Wahl der Haltungsform.

Dauerhaftigkeit/Umkehrbarkeit

Die Einsparung von NH_3-Emissionen bei Weidehaltungssystemen ist nicht umkehrbar und dauerhaft.

Potenzielle Verdrängungseffekte

Ein Verdrängungseffekt durch eine nachhaltige Weidewirtschaft ist nicht gegeben. Da Weidehaltungssysteme i. d. R. raufutterbetont sind und einen verringerten Einsatz von Kraftfutter aufweisen, wird Flächendruck von den Ackerflächen genommen.

Weitere Umweltwirkungen

Weidehaltung ist aus Sicht des Tierschutzes und der Tiergesundheit meist positiv zu bewerten. In der Mehrzahl der untersuchten Studien wiesen Milchkühe mit Weidehaltung weniger Schäden, Krankheiten und Verletzungen auf und zeigten auch eine bessere Fruchtbarkeit (BARTUSSEK, 1999). Es wird außerdem gezeigt, dass auch das Gesamtverhalten der Tiere als möglicher Maßstab für die Tiergerechtheit eines Haltungssystems, durch die Weidehaltung positiv beeinflusst wird.

Weitere positive Wirkungen der Weidewirtschaft liegen im Bereich des Erhalts und der Förderung der Biodiversität von Flora und Fauna (WEISKE und MICHEL, 2007).

Fazit

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Weidehaltung zu einer signifikanten Verringerung der NH_3-Emission führt. Die Wirkung der Haltungsform auf die produktbezogene Treibhausgasbilanz ist für die Milchproduktion nicht eindeutig. Mehrere Studien weisen auf ein geringes Emissionsminderungspotenzial der Weideführung hin. Allerdings ist letztlich das betriebliche Management weitaus wichtiger für die Minderung der Emissionen als die Wahl der Haltungsform. In der die Rindermast belegen mehrere Studien eine steigende produktbezogene Treibhausgasemission mit zunehmender Mastdauer.

10.8 Erhöhung der Tierleistung

Maßnahmenbeschreibung

Eine Erhöhung der Tierleistung insbesondere bei Milchkühen kann zu einer höheren Ressourceneffizienz und zu einer Reduzierung der produktbezogenen THG-Emissionen führen, da der relative Beitrag der Emissionen, die dem Erhaltungsbedarf anzurechnen sind, sinkt. Leistungssteigerungen können durch Fortschritte in der Zucht sowie durch ein verbessertes Futter- und Tiergesundheitsmanagement erzielt werden. Zu unterscheiden ist zwischen einer anzustrebenden Erhöhung der Leistung von auf einzelne Produkte (Milch bzw. Fleisch) spezialisierten Rindern und einer Erhöhung der Leistung von Doppelnutzungsrindern. Bei der Milchproduktion ist die Leistungsbewertung auf der Basis der Lebensleistung vorzunehmen, da die „Belastung“ der Milch mit Emissionen aus der unproduktiven Aufzuchtphase mit zunehmender Lebensleistung sinkt.

Wirkung auf Treibhausgasemissionen

THG-Minderungspotenzial

Bisherige Untersuchungen zur THG-Minderung durch verbesserte Tierleistungen beschäftigen sich in erster Linie mit dem Minderungspotenzial eines höheren Leistungsniveaus von Milchkühen. Durch eine Steigerung der Milchleistung sinken die CH_4-Emissionen pro kg Milch bzw. pro kg essbares Milchprotein. Wenn bei zunehmender Leistung die Milcherzeugung konstant bleibt, können auf Betriebs- bzw. Sektorebene durch eine Bestandsreduzierung Emissionen vermindert werden. Gemäß modellbasierten Berechnungen von FLACHOWSKY & BRADE (2007) fallen die CH_4-Emissionen von 0,69 kg CH_4/kg Milchprotein bei einer Jahresleistung von 4000 kg je Kuh auf 0,36 kg CH_4/kg Milchprotein bei einer Jahresleistung von 12.000 kg je Kuh. OSTERBURG et al. (2009) schätzen,

dass sich in Folge steigender Einzeltierleistungen bei Milchkühen die direkten THG-Emissionen[15] Emissionen zwischen 1992 und 2009 in Deutschland um ca. 1 Mio. t $CO_{2\text{-Äq.}}$ verringert haben. Je Liter Milch entspricht dies einem Rückgang der produktbezogenen Emissionen um ca. 7 %.

Mittel- und langfristig ist von einer weiteren Zunahme der Milchleistung durch züchterische Fortschritte auszugehen. Fraglich ist allerdings, ob die bisher erreichten Wachstumsraten von ca. 1 % (ZOLLITSCH, 2002; VANRADEN et al., 2007) auch künftig möglich sind – insbesondere bei spezialisierten Milchviehbetrieben, die bereits eine hohe Milchleistung erzielen. Im Hinblick auf das mit einer höheren Tierleistung verbundene THG-Minderungspotenzial ist zudem zu berücksichtigen, dass bei der Zucht zahlreiche Merkmalsantagonismen (z. B. Milchleistung und Eutergesundheit) zu beachten sind (FLACHOWSKY & BRADE, 2007; FÜRST, 2002). So steigt bei zunehmendem Leistungsniveau das Risiko für Erkrankungen, wodurch das THG-Minderungspotenzial abnimmt (KNAUS, 2008, DILLON et al., 2006; FLEISCHER et al., 2001; LUCY, 2001). Vor diesem Hintergrund haben verschiedene Untersuchungen auf die positive Klimawirkung einer Erhöhung der Lebensleistung hingewiesen. Diese ergibt sich aus dem Sachverhalt, dass bei einer hohen Anzahl an Laktationen entsprechend weniger Remonten benötigt werden. Für einen 100 Kuhbetrieb in Irland berechnete O'MARA (2004) eine Reduktion der CH_4-Emissionen um 12,7 %, wenn die Nutzungsdauer von 2,5 auf 5 Jahren erhöht wird. Ein Reduktionspotenzial von 17 % ermittelten HÖRTENHUBER & ZOLLITSCH (2008) für Grünlandbetriebe in Österreich, wenn eine Kuh bei gleicher Laktationsleistung drei statt zwei Laktationen erbringt. WEISKE et al. (2006) berichtete von einer Reduktion der THG-Emissionen pro kg Milch um 13 % bei einer Reduktion der Remontierungsrate von 40 % auf 30 %. Ein deutlich höheres Reduktionspotenzial sehen hingegen NIGGLI et al. (2011), die davon ausgehen, dass durch eine Senkung der Remontierungsrate von 40 % auf 20 % der Methanausstoß halbiert werden kann. Die Ergebnisse zeigen deutlich, dass eine alleinige Bewertung der Milchleistung auf der Basis von Jahresmengen im Kontext des Klimaschutzes unzureichend ist und Lebensleistungen bewertet werden müssen.

Neben einer Erhöhung der Milchleistung stellt die Erhöhung der Leistung von Doppelnutzungsrindern einen alternativen Ansatz dar, um die THG-Emissionen aus der Rindviehhaltung zu reduzieren. Dieser berücksichtigt, dass die Milch- und Rindfleischproduktion durch die Ausmast von Kälbern, die nicht für die Bestandsremontierung benötigt werden, miteinander verbunden sind. Nach Berechnungen von ROSENBERGER et al. (2004) verursacht ein Zweinutzungssystem eine je nach unterstelltem Leistungsniveau 19 bis 28 % niedrigere Methanausscheidung als eine quantitativ identische Milch- und Rindfleischproduktion durch Milch- und Mutterkühe. Die Nachteile einer einseitigen Steigerung der Milchleistung für die THG-Emissionen bei Berücksichtigung der Milch- und Fleischpro-

[15] CH_4 aus Verdauung und Wirtschaftsdüngermanagement, N_2O aus Wirtschaftsdüngermanagement und -ausbringung, ohne Berücksichtigung der Futterproduktion.

duktion werden auch in Berechnungen von ZEHETMEIER et al. (2012) belegt. Gemäß ihren Modellanalysen nehmen die gesamten THG-Emissionen bei einer Steigerung der Milchproduktion von 6.000 auf 10.000 kg um 8 % zu, wenn der mit der höheren Milchleistung verbundene Rückgang der Fleischproduktion durch die Haltung von zusätzlichen Mutterkühen kompensiert wird. Der relative Vorteil eines Zweinutzungssystems hängt demnach besonders von der Frage ab, wie hoch der zusätzliche Bedarf nach Rindfleisch ist, den es bei einer Erhöhung der Milchrassenleistung beispielsweise durch zusätzliche Mutterkühe zu kompensieren gilt (ZEHETMEIER et al., 2012; FLACHOWSKY & BRADE, 2007).

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass die CH_4-Emission der Tiere nur einen Teil (ca. 50 %) der gesamten THG-Emission der Milchproduktion stellt. Eine effiziente Klimaschutzstrategie muss daher Emissionen entlang der gesamten Produktionskette (Futtererzeugung, Fütterungseffizienz, Tieremissionen, Wirtschaftsdüngermanagement) berücksichtigen.

Dauerhaftigkeit/Umkehrbarkeit

Die durch eine Erhöhung der Tierleistung erzielte THG-Minderung ist dauerhaft und nicht umkehrbar.

Potenzielle Verdrängungseffekte

Bei einer Leistungssteigerung, die einen vermehrten Einsatz von Kraftfutter impliziert, ist zu berücksichtigen, dass mit dem Anbau von Futtergetreide zusätzliche THG-Emissionen verbunden sein können. HAGEMANN & LATACZ-LOHMANN (2010) zeigen beispielsweise auf, dass intensive Produktionssysteme mit Einzeltierleistungen von mehr als 10.000 kg Milch pro Kuh und Jahr aus Klimaschutzgründen ungünstig zu bewerten sind, wenn ein großer Anteil des Futters als Importkonzentrat (Soja) bereitgestellt wird und mögliche THG-Emissionen eines Landnutzungswandels in Südamerika zu berücksichtigen sind.

Weitere Umweltwirkungen

Die Steigerung der Tierleistung ist für sich noch kein Garant für weitere Umweltleistungen. Eine Bestandreduktion in Folge einer höheren Tierleistung kann zu einer niedrigeren Produktionsintensität führen und sich dadurch positiv auf die lokale Biodiversität, die N-Auswaschung und den Energie- und Wasserbedarf auswirken. Dies ist jedoch nur dann der Fall, wenn das Potenzial zur Verbesserung der Ressourceneffizienz wirklich genutzt und in den einzelnen Produktionsbereichen umgesetzt wird.

Fazit

Eine Erhöhung der Tierleistung kann zu einer Minderung sowohl der produktbezogenen THG-Emissionen als auch der betrieblichen und sektoralen Gesamtemission führen. Letz-

teres ist der Fall, wenn die Gesamtproduktion mit einem verringerten Tierbestand erzielt wird. Einer Leistungssteigerung sind allerdings physiologische Grenzen gesetzt - insbesondere bei Betrieben, die bereits eine hohe Tierleistung aufweisen. Die Erhöhung der Tierleistung wird zudem von tierhaltenden Betrieben ohnehin angestrebt, da es sich um einen wichtigen Erfolgsfaktor handelt. Im Sinne des Klimaschutzes ist die Lebensleistung als Bewertungsmaßstab heranzuziehen, und alle erzeugten Leistungen sind zu berücksichtigen (z.B. Kälber aus der Milchproduktion). Auch sekundäre Wirkungen der Leistungszunahme zum Beispiel auf die Futterration und die betriebliche Ressourceneffizienz sind zu werten.

Die Leistungssteigerung bietet ein Potenzial für die Minderung von Treibhausgasemissionen in der Tierproduktion. In wie weit dieses Potenzial realisiert wird, hängt von der Anpassung und Optimierung des gesamten Produktionssystems ab. Bei der Etablierung von Zweinutzungsrassen, insbesondere von süddeutschen Rassen wie dem Fleckvieh, ist zu berücksichtigen, dass die Akzeptanz für diese Rassen bei den vorwiegend milchleistungsorientierten niedersächsischen Milcherzeugern derzeit gering ist und deshalb eine Realisierung des beschrieben THG-Minderungspotenzial als schwierig einzustufen ist.

10.9 Umbau des Rinderbestandes mittels Sperma-Sexing

Maßnahmenbeschreibung

Die mit der Milch- und Rindfleischproduktion verbundenen THG-Emissionen können durch einen Umbau des Rinderbestandes reduziert werden, und zwar durch eine Beschränkung der Anzahl der weiblichen Kälber auf den effektiven Remontierungsbedarf und die Ausrichtung der weiteren (männlichen) Kälberproduktion auf die Mastnutzung. Eine gezielte Kälberproduktion kann durch Sperma-Sexing ermöglicht werden, d. h. eine gezielte Besamung der Milchkühe mit X- oder Y-chromosomalen Spermien. Durch das Sperma-Sexing von Milchkühen werden weniger Mutterkühe für die Bereitstellung von jungen Mastrindern benötigt. Dadurch sinken die mit der Mutterkuhhaltung verbundenen Methanemissionen.

Wirkung auf Treibhausgasemissionen

THG-Minderungspotenzial

Von rund 850.000 (abgekalbten) Kühen in Niedersachsen werden rund 73.000 Tiere der Kategorie „sonstige Kühe ohne Milchkühe“ zugerechnet (LWK, 2011). Von diesen können nach Experteneinschätzungen rund 70.000 Tiere den Mutterkühen zugeordnet werden. Geht man von einer durchschnittlichen CH_4-Emission von 77,3 kg je Mutterkuh und Jahr aus (RÖSEMANN et al., 2011), ergibt sich theoretisch ein maximales THG-Minderungspotenzial von ca. 5.400 t CH_4 pro Jahr, falls durch einen Umbau des Rindviehbestandes keine Mutterkühe für die Rindfleischproduktion in Niedersachsen mehr benötigt würden.

In der Realität ist jedoch von einem deutlich geringeren Potenzial auszugehen. Obwohl seit einigen Jahren gesextes Sperma für die Remontierung von Milchkühen auf dem Markt zur Verfügung steht, ist die Praxistauglichkeit immer noch eingeschränkt (FRESE, 2009; LfULG, 2011). Bisher werden nur bei Zuchtfärsen befriedigende Befruchtungsergebnisse mit gesextem Sperma erreichen (FLEEGE, 2008). Das heißt, eine gezielte Steuerung der weiblichen Kälberproduktion mithilfe von gesextem Sperma ist heute nur eingeschränkt möglich. Eine Reduktion der Mutterkuhbestände würde zudem erfordern, dass neben weiblich gesextem auch männlich gesextes Sperma verfügbar ist, um für die Mast geeignete Kälber (Fleischqualität, Gewichtszuwachs, etc.) produzieren zu können. Dies ist allerdings derzeit noch nicht der Fall. Zu berücksichtigen ist ferner, dass es bei einer kurzen Nutzungs- und Lebensdauer moderner Hochleistungs-HF-Milchkühe – wie sie in Niedersachsen vorherrschen - einen sehr hohen Bedarf an weiblichen Kälbern zur Remontierung gibt. Es ist deshalb davon auszugehen, dass auch bei einem gezielten Einsatz von Sperma-Sexing der Mutterkuhbestand in Niedersachsen nur marginal zurückgehen würde. Aufgrund der dargestellten Zusammenhänge ist Umbau des Rinderbestandes mittels Sperma-Sexing derzeit noch keine Option für den Klimaschutz in der Niedersächsischen Landwirtschaft.

Fazit

Aufgrund der bestehenden Probleme beim Sperma-Sexing und dem geringen Mutterkuhbestand in Niedersachsen ist ein Umbau des Rinderbestandes auf der Basis von Sperma-Sexing derzeit noch keine praktikable Option für den Klimaschutz.

11 Effizienter Energieverbrauch

Maßnahmenbeschreibung

In einem landwirtschaftlichen Betrieb kann durch unterschiedliche Maßnahmen Energie eingespart werden. Energiesparen senkt die Freisetzung der Klimagase Kohlendioxid und Methan bei der Gewinnung und Verbrennung fossiler Brennstoffe (UMWELTBUNDESAMT, 2009). Das Potenzial dieser Möglichkeiten ist insofern begrenzt als im niedersächsischen Agrarsektor mit 1.740 kt $CO_{2\text{-Äq.}}$/Jahr (beinhaltet Landwirtschaft, Forstwirtschaft und Fischerei) nur ein relativ geringer Anteil der gesamten THG-Emissionen aus dem direkten Energieverbrauch entsteht (AUG, 2010) (vgl. Kapitel 2).

Energieeinsparpotenziale werden in diesem Bericht zum einen innerhalb einzelner Maßnahmenkapitel behandelt. Zum anderen findet in diesem Kapitel eine übergeordnete Betrachtung statt. Dabei stellen die vorgestellten Einsparungspotenziale in den verschiedenen Bereichen lediglich Beispiele dar, die nach der Verfügbarkeit in der Literatur ausgewählt wurden. Die Einschätzung des Energieeinsparpotenzials auf Landesebene beruht demgegenüber auf einer Expertenschätzung. Schwerpunkte des Energieverbrauchs sind Gewächshäuser, Ställe für Schweine und Geflügel, Transporte und Bodenbearbeitung (OSTERBURG et al., 2009).

Wirkung auf Treibhausgasemissionen

THG-Minderungspotenzial in Deutschland und Niedersachsen

Es gibt vielfältige Ansatzstellen, den Energieverbrauch im Agrarsektor zu senken. Im Folgenden werden Beispiele aufgezeigt und Minderungspotenziale abgeschätzt. Dazu werden Literaturquellen zitiert, die sich explizit auf deutsche und niedersächsische, im Gewächshausbereich auch auf schweizer Verhältnisse beziehen.

Einsparpotenziale in der Milchgewinnung

In der Rinderhaltung sind die größten Energieverbräuche in der Milchproduktion einschließlich Kühlung zu finden. „*Überdimensionierung mit zu großen Aggregaten, wie Pumpen oder Milchkühltanks, aber auch zu große Leitungsquerschnitte fressen unnötig Energie*“ (VERBAND DER LANDWIRTSCHAFTSKAMMERN et al., 2009). Außerdem macht die Wartung von Geräten einen deutlichen Unterschied, z. B. das Freihalten des Wärmetauschers und die Einstellung des Drucks des Kühlmittels (SUSTAINABILIY CENTER BREMEN, 2009). Tabelle 11-1 zeigt Einsparpotenziale in der Milchgewinnung.

Tabelle 11-1: Beispiele für Energie- sowie THG-Einsparungspotenziale der entsprechenden Maßnahmen in der Milchgewinnung

Einsparbereich und Einheiten	**Energie-sparpotenzial** (Strom)	**THG-Einsparpotenzial** t $CO_{2\text{-Äq.}}$ [1)]
Drehzahlgesteuerte Vakuumpumpe anstelle konventioneller Vakuumpumpe bei 3-stündigem Betrieb pro Tag (je 2.000 l / Min., 5,5 kW) (a) in kWh/Jahr	2.400	1,40
Direktkühlung gegenüber Eiswasserkühlung (a) in kWh je Kuhplatz und Jahr bei einer mittleren Milchleistung von 8.860 kg/Jahr	35	0,02
Vorkühlung mit Direktkühlung gegenüber Eiswasserkühlung (a) in kWh je Kuhplatz und Jahr bei einer mittleren Milchleistung von 8.860 kg/Jahr	124	0,07
Gut geplante Stallbelüftung gegenüber schlecht geplanter Stallbelüftung (a) in kWh je Kuhplatz und Jahr	200	0,12
Kühlung: Energieeffizienter Lüfterantrieb (EC-Motor), Kältemittel R404a statt R134a bei typischem norddeutschen Milchviehbetrieb (b) in kWh/Jahr = 30 % Energieeinsparung	2.700	1,57
Wartung: Bei Bedarf Reinigung des Verflüssigers, Freihalten Wärmetauschers, Einstellung des Drucks des Kühlmittels bei typischem norddeutschen Milchviehbetrieb (b) in kWh/Jahr	mehrere 100	-

1) Der genutzte EF für die Stromeinsparung entspricht den durchschnittlichen CO_2-Emissionen (2005-2010) des deutschen Strommixes entsprechend der UBA-Berechnungen (UBA, 2011) auf Grundlage von Daten der Arbeitsgemeinschaft Energiebilanzen (Veröffentlichung AGEB 2010/Energiebilanzen bis 2008) und des Statistischen Bundesamtes (Destatis 2009).

Quelle: (a) Verband der Landwirtschaftskammern et al. (2009), (b) Sustainabiliy Center Bremen (2009).

Einsparpotenziale in der Schweine- und Geflügelhaltung

Im Schweinestall stellen Heizung und Lüftung die wichtigsten Energieverbraucher dar. Wenn entsprechende Geräte und Anlagen nicht gut geplant, eingestellt und aufeinander abgestimmt sind, ergeben sich z. T. hohe Einsparungspotenziale (SUSTAINABILIY CENTER BREMEN, 2009). Außerdem ist die Wartung von Geräten ein Faktor, der zu einer höheren Energieeffizienz beiträgt (z. B. die Reinigung und Positionierung von Lampen (ebd.)) (Tabelle 11-2).

Energieeinsparungen in der Geflügelhaltung sind vor allem bei der Dämmung der Bauteile, der Lüftungs- und Heizungssteuerung sowie der Beleuchtung möglich (VERBAND DER LANDWIRTSCHAFTSKAMMERN et al., 2009).

Tabelle 11-2: Beispiele für Energie- sowie THG-Einsparpotenziale in der Schweine- und Geflügelhaltung

Einsparbereich und Einheiten	**Energie-sparpotenzial** (Heizöl, Flüssiggas, Strom)	**THG-Einsparpotenzial** t $CO_{2\text{-Äq.}}$ [1)]
Korrekte Einstellung der Lüftungsanlage: Verringerung der Luftrate von 120 % auf 100 % der Mindestluftrate über einen Zeitraum von 10 % der Jahresstunden bei 200 Ferkeln in acht Abteilen (d) in l Heizöl/Jahr	1.000	3,2
Stallbeleuchtung: Gesamtenergieverbrauch in 8 Jahren bei 3 Stunden Brenndauer pro Tag mit Energiesparlampe im Vergleich zur Glühlampe (b) in kWh Strom	701	0,4
Dämmung der Stalldecke auf u-Wert von 0,4 W/m²K mit 4 cm Hartschaum in typischem Ferkelaufzuchtstall mit 600 Plätzen (c) in kWh/Jahr (Flüssiggas)	4.380	1,1
Wärmerückgewinnung aus der Abluft Luft/Luft-Wärmetauscher 30 % Wirkungsgrad in typischem Ferkelaufzuchtstall mit 600 Plätzen (c) in kWh/Jahr Flüssiggas	36.179	8,9
Heizung mit 6x2 kW Gasstrahlern im Liegebereich in typischem Ferkelaufzuchtstall mit 600 Plätzen (c) in kWH/Jahr Flüssiggas	26.280	6,5
Erdwärmenutzung an Stelle von Heizung im Abferkelstall (d) in kWH/Jahr Flüssiggas	300	0,1

1) Der genutzte EF für die Stromeinsparung entspricht den durchschnittlichen CO_2-Emissionen (2005-2010) des deutschen Strommixes entsprechend der UBA-Berechnungen (UBA, 2011) auf Grundlage von Daten der Arbeitsgemeinschaft Energiebilanzen (Veröffentlichung AGEB 2010/Energiebilanzen bis 2008) und des Statistischen Bundesamtes (Destatis 2009). Die EF für die verringerten THG-Emissionen durch die Heizöl- und Flüssiggaseinsparung wurden dem Berechungstool (LfU, 2010) entnommen.

Quelle: (a) Verband der Landwirtschaftskammern et al. (2009), (b) Sustainabiliy Center Bremen (2009), (c) Büscher (2008), (d) Feller (2008).

Einsparpotenziale im Ackerbau

Im Ackerbau gibt es beim Dieselverbrauch und dort in erster Linie bei den Traktoren Einsparpotenziale. Der Verbrauch liegt im Mittel bei 110 l/ha pro Jahr (VERBAND DER LANDWIRTSCHAFTSKAMMERN et al., 2009). Allerdings weist dieser Verbrauch eine große Streubreite auf, was darauf hindeutet, dass deutliche Einsparpotenziale möglich sind (ebd.). In Tabelle 11-3 sind typische Einsparungspotenziale des Dieselverbrauchs für die Fruchtfolge Wintergerste-CCM-Winterweizen aufgezeigt.

Tabelle 11-3: Energie- sowie THG-Einsparpotenziale im Ackerbau

Einsparbereich und Einheiten	**Energie-sparpotenzial** (Diesel)	**THG-Einsparpotenzial** t $CO_{2\text{-Äq.}}$ [1)]
Fahren mit reduzierter Drehzahl in l/ha pro Jahr (a)	16	0,05
Sorgfältige Wartung in l/ha und Jahr (a)	1,9	0,01
Sparsamer Traktor l/ha und Jahr (a)	6	0,02
Grubber statt Pflug in l/ha und Jahr (a)	4	0,01
Nicht-wendende Bodenbearbeitung (b) s. Kap. Kap. Bodenbearbeitung in l/ha	4,6 bis 6,1 l/ha	0,01 bis 0,02 t/ha pro Jahr
Direktsaat (b) s. Kap. Bodenbearbeitung in l/ha	51,1	0,16 t/ha pro Jahr
Reduzierung der Arbeitstiefe beim Pflügen von 35 auf 25 cm (c) in l/ha	8	0,02

1) Der EF für die verringerten THG-Emissionen durch die Dieseleinsparung wurde dem Berechungstool (LfU, 2010) entnommen.
Quelle: (a) Uppenkamp und Fröba (2008) für eine Fruchtfolge Wintergerste-CCM-Winterweizen auf 100 ha, (b) KTBL (2008), (c) Verband der Landwirtschaftskammern et al. (2009).

Die Klimawirksamkeit einer veränderten Bodenbearbeitung sollte nicht auf den Dieselverbrauch reduziert werden, da auch andere klimawirksame Faktoren verändert werden können. Zu nennen sind hier u. a. die N-Produktivität, Veränderungen der Aufwendungen für den Pflanzenschutz, die Kohlenstoffspeicherung in Böden sowie die N_2O-Emission aus Böden. Im Kapitel 9.8 wird die Klimawirksamkeit unterschiedlicher Bodenbearbeitung ausführlicher erörtert.

Einsparpotenziale in der Konservierung und Lagerung von Ackerbauprodukten

Auch in der Konservierung und Lagerung von Ackerbauprodukten gibt es eine Vielzahl von Energiesparoptionen (VERBAND DER LANDWIRTSCHAFTSKAMMERN et al., 2009), von denen Beispiele in der Tabelle 11-4 aufgeführt sind.

Tabelle 11-4: Beispiele für Energie- sowie THG-Einsparpotenziale bei der Konservierung und Lagerung von Ackerbauprodukten

Einsparbereich und Einheiten	**Energie-sparpotenzial** (Heizöl, Strom)	**THG-Einsparpotenzial** t $CO_{2\text{-Äq.}}$ [1)]
Durchlauftrocknung statt Satz- und Umlauftrocknung – Reduzierung des spezifischen Heizölbedarfs zur Getreidetrocknung von 18 auf 14 % in l/dt (Heizöl)	0,2	0,001
Kartoffellager: Kistenzwangsbelüftung an Stelle von Kistenraumbelüftung in kWh/Jahr (1 kt Kartoffeln) (Strom)	7.500	4,4
Kartoffellager: Elektronische Expansionsventile an Stelle von thermischen Expansionsventilen in Kälteanlagen in kWh bei 6-monatiger Lagerung von 1 kt Kartoffeln (Strom)	3.450	2,0

1) Der genutzte EF für die Stromeinsparung entspricht den durchschnittlichen CO_2-Emissionen (2005-2010) des deutschen Strommixes entsprechend der UBA-Berechnungen (UBA, 2011) auf Grundlage von Daten der Arbeitsgemeinschaft Energiebilanzen (Veröffentlichung AGEB 2010/Energiebilanzen bis 2008)und des Statistischen Bundesamtes (Destatis 2009). Der EF für die verringerten THG-Emissionen durch die Heizöleinsparung wurde dem Berechungstool (LfU, 2010) entnommen.

Quelle: (a) Verband der Landwirtschaftskammern et al. (2009).

Einsparpotenziale in Gewächshäusern

In Niedersachsen werden laut der aktuellen Gartenbauerhebung (STATISTISCHES BUNDESAMT, 2006) 435 ha gärtnerische Nutzfläche von 1.640 Betrieben unter beheizten Gewächshäusern bewirtschaftet. Dies entspricht etwa 83 % der Gewächshausfläche und 7 % der gesamten gärtnerischen Nutzfläche.

Typische Energieverbräuche lagen im letzten Jahrzehnt in Mitteleuropa zwischen 342 kWh/m^2 (spezialisierter Gemüsebaubetrieb in Belgien) und 619 kWh/m^2 (Topfpflanzenbetrieb in Dänemark) (mehrere Quellen[1] in STATISTISCHES BUNDESAMT, 2006). Laut TANTAU et al. (2009) konnte der Energieverbrauch für Warmhauskulturen in den letzten Jahren von 80 l/m^2 Öläquivalent auf 40 l/m^2 Öläquivalent gesenkt werden, was etwa 472 kWh/m^2 (856,1 kWh/m² – 428 kWh/m² = 428,1 kWh/m²) entspricht[2].

Bereiche, in denen weiterhin Energiesparmaßnahmen möglich sind, ergeben sich aus einer bundesweiten Befragung von 39 Experten aus Beratung, Wissenschaft und Handel zum Thema Unterglasproduktion in Deutschland (GEIDEL et al., 2011). Der technische Zustand von ca. 40 % der Gewächshäuser wurde als „mittel“ und weitere 40 % als „schlecht“ ein-

[1] STATENS JORDBRUGS-OG FISKERIØKONOMISKE INSTITUT, 2001; LANDBOUW-ECONOMISCH INSTITUUT, 2002; MINISTERIE VAN MIDDENSTAND EN LANDBOUW, 2001b; CENTRE TECHNIQUE INTERPROFESSIONEL DES FRUITS ET LÉGUMES, 2000; GEORGES et al., 2002.

[2] Nach dem Energieeinheitenumrechner: http://www.ag-energiebilanzen.de/viewpage.php?idpage=67.

geschätzt, nur 14 % seien in gutem Zustand und hätten eine moderne technische Ausstattung. Die wesentlichen Mängel in Hinsicht auf den Energieverbrauch sind zu hohes Alter, Undichtigkeiten in der Gewächshaushülle, veraltete oder unzeitgemäße Kessel und Heizungssysteme, zerschlissene Energieschirme, Mängel in Eindeckung und Isolierung der Gewächshäuser und ungenügende Nutzung vorhandener Technik wie Klimacomputer. Ebenso werden zu selten Geräte auf die betriebsspezifischen Gegebenheiten eingestellt und/oder Temperaturregelstrategien eingesetzt. Energiesparpotenziale, die mit diesen Punkten in Zusammenhang stehen, sind in Tabelle 11-5 dargestellt.

Einen Hinweis auf den Rahmen genereller Einsparmöglichkeiten gibt ein Blick auf Dänemark. Dort gab es ein Branchenabkommen, nach dem 40 Betriebe auf 180 ha von 2009 bis 2011 im Durchschnitt 19 % Energie eingespart haben und damit ihr Ziel von 5 % weit überschritten. Die wesentlichen Einsparungen lagen im Bereich der besseren Isolierung, besonders der Erneuerung der Energieschirme sowie der Verwendung dynamischer Klimasteuerungsanlagen (SCHIEß, 2011).

Weitere Einsparungspotenziale sind aus laufenden Forschungsprojekten zu erwarten, die unter dem Projekttitel ZINEG (Zukunftsinitiative Niedrigenergiegewächshaus) zusammengefasst sind und deren Gesamtziel ist, *„für die Pflanzenproduktion in Gewächshäusern den Verbrauch fossiler Energie für die Heizung und damit die (fossilen) CO_2-Emissionen möglichst auf Null zu reduzieren*“ (KTBL, 2011).

Tabelle 11-5: Energie- sowie THG-Einsparmöglichkeiten in Gewächshäusern

Einsparbereich und Einheiten		**Energie-sparpotenzial** (Heizöl, Flüssiggas, Strom)	**THG-Einsparpotenzial** t $CO_{2\text{-Äq.}}$ [1)]
Klimacomputersteuerung im Gemüsegewächshaus (a)	in kWh/m² pro Jahr (Strom)	140	0,08
Klimacomputersteuerung im Zierpflanzengewächshaus (a)	in kWh/m² pro Jahr (Strom)	71	0,04
Pufferspeicher („Ballon de stockage d'eau chaude“) (a)	in kWh/m² pro Jahr (Strom)	170	0,10
Pufferspeicher, offenes System (“Ballon de stockage d'eau chaude de type «Open Buffer»”) (a)	in kWh/m² pro Jahr (Strom)	340	0,20
Abdichten von undichten Türen bei Gewächshaus mit 12°C und 500 m² (b)	in l Heizöl pro Jahr in kWh pro Jahr (Flüssiggas)	600 6.000	1,90 1,47
Zerbrochene Scheiben ersetzen bei Gewächshaus mit 12°C und 500 m² (b)	in l Heizöl pro Jahr in kWh pro Jahr (Flüssiggas)	1.400 14.000	4,43 3,44
Energieschirm: Risse und Undichtigkeiten reparieren bei Gewächshaus mit 12°C und 500 m² (b)	in l Heizöl pro Jahr in kWh pro Jahr (Flüssiggas)	1.100 11.000	3,48 2,70
Alten, undichten Energieschirm ersetzen bei Gewächshaus mit 12°C und 500 m² (b)	in l Heizöl pro Jahr in kWh pro Jahr (Flüssiggas)	2.300 23.000	7,28 5,65
Nachrüsten neuer Energieschirm bei Gewächshaus mit 12°C und 500 m² (b)	in l Heizöl pro Jahr in kWh pro Jahr (Flüssiggas)	10.000 100.000	31,67 24,56
Nachrüsten neuer Energieschirm bei Gewächshaus mit 18°C und 500 m² (b)	in l Heizöl pro Jahr in kWh pro Jahr (Flüssiggas)	18.200 182.000	57,64 44,70
Messtemperatur Fühler überprüfen und richtig einstellen bei Gewächshaus mit 12°C und 500 m² (b)	in l Heizöl pro Jahr in kWh pro Jahr (Flüssiggas)	900 9.000	2,85 2,21
Fühler richtig platzieren bei Gewächshaus mit 12°C und 500 m² (b)	in l Heizöl pro Jahr in kWh pro Jahr (Flüssiggas)	300 3.000	0,95 0,74
Neueindeckung mit aufblasbaren Folien (mit bestehendem Energieschirm) bei Gewächshaus mit 12°C und 500 m² (b)	in l Heizöl pro Jahr in kWh pro Jahr (Flüssiggas)	5.000 50.000	15,84 12,28
Umstieg auf eine kondensierende Gasheizung (von nicht kondensierender Gasheizung) bei Gewächshaus mit 12°C und 500 m² (b)	in % Energie	5-10	-
Stark verschmutzte Scheiben reinigen (b)	in l Heizöl pro Jahr in kWh pro Jahr (Flüssiggas)	600 6.000	1,90 1,47

1) Der genutzte EF für die Stromeinsparung entspricht den durchschnittlichen CO_2-Emissionen (2005-2010) des deutschen Strommixes entsprechend der UBA-Berechnungen (UBA, 2011) auf Grundlage von Daten der Arbeitsgemeinschaft Energiebilanzen (Veröffentlichung AGEB 2010/Energiebilanzen bis 2008) und des Statistischen Bundesamtes (Destatis 2009). Die EF für die THG-Emissionen durch die Heizöl- und Flüssiggaseinsparung wurden dem Berechungstool (LfU, 2010) entnommen.

Quelle: (a) Ministère de l'Écologie und Reibel (2011), (b) JardinSuisse und Energie Schweiz /2008).

Zusammenfassung

Die Übersichten zu den Energieeinsparpotenzialen zeigen, dass es eine Vielzahl von Ansatzpunkten gibt, um die Energieaufwendungen in verschiedenen Produktionsbereichen zu verringern und damit Treibhausgasemissionen zu vermeiden. Die Umsetzung der aufgeführten Maßnahmen ist aus Sicht des Klimaschutzes positiv zu bewerten. Wird durch die Maßnahme nicht nur Energie eingespart, sondern werden noch weitere klimarelevante Faktoren beeinflusst (sowohl im positiven als auch negativen Sinne), so sind diese in die Bewertung der Klimaschutzleistung einzubeziehen.

Dauerhaftigkeit/Umkehrbarkeit

Die Emissionsreduktion durch die Verringerung des Energieeinsatzes ist dauerhaft und nicht umkehrbar.

Potenzielle Verdrängungseffekte

Ist der Ertrag unbeeinflusst von der Energieeinsparung, steigt die Energieeffizienz und es treten keine Verdrängungseffekte auf.

Weitere Umweltwirkungen

Das UMWELTBUNDESAMT (2009) nennt *„Luftverschmutzung (Staub, Feinstaub), Versauerung (u. a. saurer Regen durch Schwefeldioxid, Stickoxide und Ammoniak) und das gesundheitsschädliche bodennahe Ozon (Vorläufersubstanzen Kohlenmonoxid und flüchtige organische Verbindungen“* als *„erhebliche“* weitere Umweltwirkungen des Energieverbrauchs. Es wird außerdem auf die nicht beherrschbaren Risiken der Kernenergienutzung hingewiesen.

Potenzial zur THG-Emissionsminderung in Niedersachsen

Regionale Bedeutung (Ist-Zustand) und mögliche Emissionsminderungen

Nach einer Experteneinschätzung aus der Landwirtschaftskammer Niedersachsen (KOWALEWSKY, 2011) bestehen in der niedersächsischen Landwirtschaft die in Tabelle 11-6 dargestellten Potenziale zur Energieeinsparung. Das umsetzbare Potenzial wird nur auf die Hälfte des technischen Potenzials eingeschätzt, da zum einen nicht alle Landwirte ein Interesse an den Maßnahmen haben, zum anderen werden die effizientesten Maßnahmen selektiert und z. T. können Energiekosten sogar ohne tatsächliche Energieeinsparungen reduziert werden. Das größte Potenzial liegt bei den viehhaltenden Betrieben. Auf Landesebene betrachtet weisen aber auch Maßnahmen im Marktfruchtbau ein deutliches Potenzial aus (ebd.). Diese Einschätzung passt auch mit denen anderer Experten zusammen, die in Deutschland von einem Einsparpotenzial von 15 bis 25 % des aktuellen Energiever-

brauchs kurz- und mittelfristig in der Mehrzahl der landwirtschaftlichen Betriebe ausgehen (ohne genauere Benennung in SCHIED, 2011).

Um eine genauere Einschätzung des Einsparungspotenzials und der landesweiten Wirksamkeit einzelner Maßnahmen zu erlangen, sollten die Daten, die im Rahmen der Energieberatung für die einzelnen Betriebe ausgewertet werden, anonymisiert auch zur wissenschaftlichen Auswertung bereitgestellt werden.

Tabelle 11-6: Kumuliertes Energiesparpotenzial in der niedersächsischen Landwirtschaft nach Experteneinschätzung (KOWALEWSKY, 2011)

	Technisches Potenzial[1)]		**Umsetzbares Potenzial[1)]**	
Zeitrahmen	%	t $CO_{2\text{-Äq.}}$	%	t $CO_{2\text{-Äq.}}$
Kurzfristig (z.B. Wartung, Anwendung von Technik)	10 - 15	174.000 - 261.000	5 - 7,5	87.000 - 130.500
Mittelfristig (z.B. Ausrüstung von Maschinen)	15 - 20	261.000 - 348.000	7,5 - 10	130.500 - 174.000
Langfristig (z.B. Stallbauten)	20 - 30	348.000 - 522.000	10 - 20	174.000 - 261.000

1) 100 % entspricht dem aktuellen Energieverbrauch des niedersächsischen Agrarsektors (einschließlich Forstwirtschaft und Fischerei). Dieser Energieverbrauch verursacht Treibhausgasemissionen von rund 1.740 kt $CO_{2\text{-Äq.}}$ pro Jahr.

Quelle: AUG (2010).

Beispiel für Energiesparpotenziale für einzelne Maßnahmen in Niedersachsen

Nachrüsten von Energieschirmen im Gewächshausgartenbau

Laut einer bundesweiten Umfrage mit 500 Betrieben haben 82 % der Gewächshäuser nur Einfachglas. Dabei werden diese Gewächshäuser zu 32 % als Warmhäuser (>18°C) und 39 % als temperierte Häuser (12 bis 18°C) genutzt. Beim Warmhaus haben immerhin 83 % der Betriebe auch einen Energieschirm, bei den temperierten Häusern immer noch 75 %. Nimmt man die Verteilung der Ausstattung der Gewächshäuser auf Bundesebene auch auf der Ebene Niedersachsens an, verknüpft diese mit der entsprechenden Gewächshausfläche in Niedersachsen, und verwendet das Einsparpotenzial aus Tabelle 11-5, dann kommt man auf ein Einsparungspotenzial von rund 33.025 l Öl/Jahr bzw. 330.254 kWh/Jahr durch die Installation von Energieschirmen. Dies entspricht ca. 105 bzw. 81 t $CO_{2\text{-Äq}}$.

Abbildbarkeit in der Emissionsberichterstattung

Einsparungen von Energie in der landwirtschaftlichen Produktion können dem Sektor „Energie“ im Emissionsinventar gutgeschrieben werden.

Fazit

In vielen der aufgezeigten Bereiche in der landwirtschaftlichen Produktion sind Energie- und damit Treibhausgaseinsparmöglichkeiten gegeben. Eine Umsetzung der verschiedenen Möglichkeiten ist daher zu empfehlen. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass die Gesamtwirkung der Maßnahme zur Energieeinsparung zu bewerten ist.

12 Landnutzung und Landnutzungsänderung

Änderungen der oberirdischen und unterirdischen Vorräte an organischem Kohlenstoff und Stickstoff in Ökosystemen sind klimarelevant, da sie den Austausch von Treibhausgasen beeinflussen. Im Bereich der Landwirtschaft treten entsprechende Vorratsänderungen im Zuge der Landnutzung und Landnutzungsänderung auf. Zu berücksichtigende Quellen und Senken für Treibhausgase sind hierbei der Boden, die ober- und unterirdische Biomasse sowie die tote organische Substanz (Streu, Totholz) (IPCC, 1996, 2006).

Als sogenannte **Senken** werden hierbei Aktivitäten oder Mechanismen, Mittel und Prozesse bezeichnet, die die Konzentration von Treibhausgasen oder Vorläufersubstanzen von Treibhausgasen in der Atmosphäre reduzieren. Durch Senken nehmen die Kohlenstoffvorräte in der Vegetation oder im Boden zu (vgl. Kap. 12.3 und 12.6). Allerdings ist zu berücksichtigen, dass verglichen mit dem geologisch sehr hohen Alter der fossilen Kohlenstoffablagerungen, alle im terrestrischen Kreislauf befindlichen organischen Kohlenstoffformen kurzlebig und vergänglich sind. Außerdem ist sowohl durch das Erreichen des Kohlenstofffließgleichgewichtes in Böden als auch durch das Erreichen des Klimaxstadiums der Baumbestände die C-Festlegung als C-Senke zeitlich und mengenmäßig begrenzt.

Unter einer **Quelle** eines Treibhausgases (z. B. Kohlendioxid) werden Vorgänge oder Tätigkeiten verstanden, die die Freisetzung der Treibhausgase in die Atmosphäre verursachen So führt z. B. der Umbruch von Dauergrünland auf den meisten Standorten zu einer deutlichen Abnahme der organischen Bodensubstanz und damit zu CO_2-Emissionen. Besonders durch die Entwässerung organischer Böden wird die organische Substanz schnell oxidiert und CO_2 in großen Mengen freigesetzt (vgl. Kap. 12.1 und 12.4). Neben den CO_2-Austauschraten können Landnutzung und Landnutzungsänderungen auch den Netto-Austausch der Treibhausgase N_2O und CH_4 beeinflussen.

In den folgenden Kapiteln werden mögliche Treibhausgasminderungspotenziale für die Bereichen der landwirtschaftlichen Landnutzung (z. B. landwirtschaftlich Nutzung von Moorböden) und Landnutzungsänderung (z. B. Umwandlung von Dauergrünland in Acker) dargestellt.

Im Kontext der Landnutzungsänderungen sind auch indirekte Landnutzungsänderungen zu berücksichtigen. Diese entstehen infolge der zunehmenden Flächenkonkurrenz zwischen der Nahrungs- und Futtermittelproduktion einerseits und dem Energiepflanzenanbau andererseits, z. B. wenn zusätzlich Flächen in Kultur genommen werden. Indirekte Landnutzungsänderungen treten nicht nur regional auf. Aufgrund globaler Handelsstrukturen können sie auch in anderen Regionen der Welt bedeutsam sein, z. B. in Agrarexportländern. Von Bedeutung sind indirekte Landnutzungsänderungen vor allem bei der Ausweitung des Energiepflanzenanbaus und werden im Kapitel „Energetische Biomasseerzeugung“ thematisiert.

12.1 Erhaltung von Dauergrünland und umbruchlose Grünlanderneuerung

Maßnahmenbeschreibung

Neben den diversen ökologischen Funktionen in den Bereichen Biodiversität, Wasser- und Bodenschutz geht bei Umbruch von Dauergrünlandflächen organische Bodensubstanz in Form von CO_2-Emissionen verloren. Außerdem wird im Zuge der verstärkten Mineralisation der organischen Bodensubstanz auch mineralischer Stickstoff freigesetzt, dessen Umsetzung sowohl direkte als auch indirekte N_2O-Emissionen verursachen kann. Dauergrünland wird umgebrochen, um den Ackerflächenanteil zu erhöhen, aber auch, um Grünlandbestände zu erneuern, wenn beispielsweise Nachsaaten oder andere Pflegemaßnahmen keinen Erfolg versprechen. Durch den Verzicht auf Umbruch von Dauergrünland können CO_2- und N_2O-Emissionen vermieden werden. Umbruchlose Grünlanderneuerungsmaßnahmen in Form von Übersaat- oder Nachsaatverfahren und Erhalt der alten Grasnarbe tragen im Vergleich zu Verfahren, die die alte Grasnarbe abtöten, ebenfalls zum Erhalt des organischen Bodenkohlenstoffs bei und vermeiden so die Freisetzung der Treibhausgase CO_2 und N_2O.

Wirkung auf Treibhausgasemissionen

THG-Minderungspotenzial

Erhaltung von Dauergrünland

Minderung der CO_2-Emissionen

Der weitaus größte Teil der Studien über die Wirkung des Grünlandumbruchs auf die organische Bodensubstanz weist eine Abnahme organischer C-Vorräte in Böden nach (FREIBAUER et al., 2004; GUO und GIFFORD, 2002; IPCC, 2006; JOHNSTON et al., 2009; POEPLAU et al., 2011; UBA, 2010). Folglich ist der Umbruch von Grünland nach dem derzeitigen Stand des Wissens eine CO_2-Quelle.

Gründe für die größeren organischen Kohlenstoffvorräte in Grünlandböden im Vergleich zu Ackerland sind u. a. der ganzjährige Bewuchs, die intensive Durchwurzelung sowie die fehlende Bodenbearbeitung. Der Verlust an organischem Bodenkohlenstoff nach der Umbruchmaßnahme ist sehr variabel und abhängig von Boden- und Klimafaktoren wie dem Tongehalt, dem Hydromorphiegrad (Wassergehalt) und der Durchschnittstemperatur (JOHNSTON et al., 2009; POEPLAU et al., 2011). Weiterhin spielt die betrachtete Bodentiefe eine entscheidende Rolle, da die größten Unterschiede zwischen Acker- und Grünlandböden in den obersten 10 cm auftreten. Mit zunehmender Bodentiefe werden die Unterschiede im Vorrat organischer Bodensubstanz geringer, und mitunter werden in Ackerböden im unteren Teil des Pflughorizonts auch höhere Gehalte an organischer Bodensubstanz gefunden als unter Grünland. Im Rahmen der internationalen Emissionsberichterstattung

werden Vorratsänderungen in 0 bis 30 cm Bodentiefe zur Bewertung der Klimawirksamkeit von Landnutzungsänderungen herangezogen (IPCC, 2003).

Untersuchungen, die einen Zeitraum von mehr als 20 Jahren nach Umbruch betrachten, berichten Verluste an organischer Bodensubstanz zwischen 25 % (in 0 bis 33 cm Bodentiefe) (MARTENS et al., 2003) und 35 % (in 0 bis 23 cm) (JOHNSTON et al., 2009). GUO UND GIFFORD (2002) verzeichneten auf der Basis einer weltweiten Analyse über alle Klimazonen innerhalb von 50 Jahren nach Umbruch einen relativen Bodenkohlenstoffverlust von 59 %. Für Kanada wurde ein durchschnittlicher Verlust von 24 % ±6 % (in 0 bis 45 cm) ermittelt (VANDENBYGAART et al., 2003). Es gibt jedoch auch einzelne Studien, die keine Veränderung des Vorrats an organischem Bodenkohlenstoff nach Grünlandumbruch nachweisen konnten (DON et al., 2009). Die neueste Metastudie, in der Verluste von organischem Bodenkohlenstoff nach Grünlandumbruch unter gemäßigten Klimabedingungen zusammenfassend bewertet wurden, kommt zu dem Schluss, dass im Mittel 36 % ±5 % des organischen Kohlenstoffvorrats in 0 bis 27 cm Bodentiefe verloren gehen (POEPLAU et al., 2011). Diese Größenordnung stimmt überein mit dem IPCC-Schätzwert für den Kohlenstoffverlust durch die Nutzungsänderung von nachhaltig bewirtschaftetem Grünland zu bewirtschaftetem Ackerland mit konventioneller Bodenbearbeitung unter feucht-gemäßigtem Klima (Abnahme der organischen Bodensubstanz um 29 % in 0 bis 30 cm Tiefe) (IPCC, 2006). In der deutschen Emissionsberichterstattung des Jahres 2010 (für den Zeitraum 1990 bis 2008) wurde angenommen, dass der organische Bodenkohlenstoffvorrat infolge von Grünlandumbruch auf mineralischen Böden und nachfolgendem Anbau von einjährigen Kulturen (z. B. Mais, Getreide) um 30 % abnimmt und entsprechend CO_2-Kohlenstoff emittiert. Bei einem nachfolgenden Anbau von mehrjährigen Pflanzen (z. B. bei Sonderkulturen oder Obstplantagen, die aufgrund ihrer ganzjährigen Bodenbedeckung mehr organische Bodensubstanz speichern können) liegt der angenommene Verlust bei 15 % (UBA, 2010). Die absolute Höhe der CO_2-C-Emission steigt mit der Höhe des Vorrats an organischer Bodensubstanz an. Aufgrund der zahlreichen Faktoren, die die Veränderung des Humusgehalts nach Grünlandumbruch beeinflussen, ist die Abschätzung der C-Verluste mit einer großen Unsicherheit behaftet.

Legt man den derzeit in Deutschland verwendeten prozentualen Verlust an organischem Bodenkohlenstoff nach Grünlandumbruch zugrunde (30 % für Umwandlung in einjährige Ackerkulturen) (UBA, 2010), dann lässt sich bei Kenntnis des Vorrats organischer Substanz in Grünlandböden die CO_2-Emission durch Grünlandumbruch abschätzen.

In Tabelle 12.1-1 sind die Vorräte organischer Substanz für ausgewählte, typische Grünlandstandorte in Niedersachsen gelistet (Datenquelle: Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Niedersachsen, LBEG (Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie)) und die potenzielle Emission von CO_2 und N_2O für einen Grünlandumbruch errechnet.

Die N_2O-Emissionen nach Grünlandumbruch werden im Abschnitt „Minderung der N_2O-Emissionen“ näher erläutert.

Tabelle 12.1-1: Mittlerer Vorrat an organischem Kohlenstoff in ausgewählten mineralischen Grünlandböden (0-30 cm Bodentiefe) in Niedersachsen sowie Freisetzung von CO_2 und N_2O-Emissionen innerhalb von rund 20 Jahren nach Grünlandumbruch und Umwandlung zu Ackernutzung (einjährige Kulturen)

	Anzahl	**Bodentextur (Bereich)**	**Corg-Vorrat**		**N-Vorrat**		**Emissionen**		
			Mittelwert	**Min./Max.**	**Mittelwert**	**Min./Max.**	**CO_2 1)**	**N_2O 2)**	**Gesamt**
Bodentypen	n		t/ha		t/ha		t/ha	t/ha	t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha
Marschböden Fluß-, Brackmarschen)	5	Tu2 - Tu4	114,5	97 - 128	11,0	9 - 13	126	0,06	146
Gley	3	Ut4 - Tu4	102,0	90 - 115	10,4	9 - 13	112	0,06	131
Pseudogley Eschböden	2	S - Sl3	107,2	78 - 136	8,0	5 - 11	118	0,05	132
Rendzina-Braunerden	2	Ls4 - Tu3	131,7	125 - 139	9,9	11 - 11	145	0,06	163
Podsol-Braunerden	1	Ut3	101,3		6,9		111	0,04	124

1) Mineralisation von 30 % des Vorrats an organischem Bodenkohlenstoff in 0-30 cm.
2) 1,25 % des Stickstoffs, der im Zuge des Verlustes der organischen Bodensubstanz freigesetzt wird, wird als N_2O-N emittiert.

Die angegebenen Gesamtverluste an organischem Bodenkohlenstoff nach Grünlandumbruch treten im Zuge mehrerer Jahre auf, bis sich in Abhängigkeit von Nutzungs-, Boden- und Klimafaktoren ein neues Gleichgewicht der organischen Bodensubstanz eingestellt hat. Der Abbau der organischen Bodensubstanz ist in den ersten Jahren nach Umbruch besonders stark. POEPLAU et al. (2011) kommen in ihrer zusammenfassenden Studie zu dem Schluss, dass sich ein neues Gleichgewicht des organischen Bodenkohlenstoffs in mineralischen Böden nach Grünlandumbruch unter gemäßigten Klimabedingungen im Durchschnitt nach ca. 17 Jahren einstellt. Generell gilt beim Einfluss von Nutzungsänderungen auf die organische Bodensubstanz die Regel „slow in and fast out“. Dies bedeutet für die Nutzungsänderung zwischen Acker und Grünland, dass der Abbau des organischen Bodenkohlenstoffs nach Umbruch erheblich schneller erfolgt als die Kohlenstoffanreicherung nach Neuansaat von Grünland.

Eine Sonderstellung besitzt der Grünlandumbruch auf organischen Böden, da die induzierten Emissionen nicht nur durch die Nutzungsänderung, sondern auch durch die Höhe des Wasserstands beeinflusst werden. In der nationalen Emissionsberichterstattung werden die mittleren C-Verluste entwässerter Moorböden mit 11 t Kohlenstoff/ha und Jahr für Ackernutzung bzw. 5 t Kohlenstoff/ha und Jahr für Grünlandnutzung berechnet (UBA, 2010). Entsprechend ergibt sich bei Umbruch rechnerisch eine jährliche zusätzliche Atmosphärenbelastung durch 6 t CO_2-Kohlenstoff (entspricht 22 t CO_2)/ha und Jahr. Aktuelle Untersuchungen von DRÖSLER et al. (2011) auf unterschiedlichen Moorstandorten in Deutschland weisen jedoch darauf hin, dass die THG-Emissionen bei Grünlandnutzung von Moorstandorten in Abhängigkeit des Wasserstandes deutlich höher sein können. Je nach Wasserstandsänderung und Nutzungsintensität der vorherigen Grünlandfläche werden durch Grünlandumbruch auf landwirtschaftlich genutzten Niedermoorböden 3 bis 23 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha und Jahr frei (siehe auch Tabelle 12.4-1). Dominant ist hierbei der Einfluss

der Wasserstandsänderung und nicht die reine Nutzungsänderung. Die ackerbauliche Nutzung von Mooren setzt eine tiefgründige Entwässerung der Moorflächen voraus und weist entsprechend die höchsten Emissionen auf (Tabelle 12.4-1). Nach den bisherigen Erkenntnissen führt der Umbruch eines tiefgründig entwässerten, intensiv genutzten Moor-Grünlands zu Emissionen von rund 3 t $CO_{2Äq.}$/ha und Jahr. Wie sich die unterschiedliche Nutzung von Moorstandorten, und vor allem das Wasserregime, auf die Torfmineralisation und die Treibhausgasemission unter Berücksichtigung der verschiedenen Moortypen auswirken, wird in der Maßnahme „Extensivierung der Nutzung von Mooren“ ausführlich beschrieben.

Minderung der N_2O-Emissionen

Im Zuge des verstärkten Abbaus der organischen Bodensubstanz nach Grünlandumbruch wird auch mineralischer Stickstoff freigesetzt. Die Kombination einer erhöhten Kohlenstoff- und Stickstoffverfügbarkeit begünstigt die Bildung und Emission von N_2O. Vielfach dokumentiert ist das Problem erhöhter Nitratkonzentrationen nach Grünlandumbruch, die zu einer Belastung des Grundwassers führen können (KAYSER et al., 2008; MACDONALD et al., 2011; VELTHOF et al., 2002, 2010; WHITMORE et al., 1992). Wie hoch die Nitratverfügbarkeit nach Grünlandumbruch ist, hängt von zahlreichen Faktoren ab. Zu den wichtigsten zählen der Humusvorrat, die Bodenart, der Umbruchszeitpunkt, die nachfolgende Kulturart, die Umbruchtiefe, das Alter des Dauergrünlandbestandes und die Intensität der Nutzung des Grünlandes. Nach VELTHOF et al. (2002) variiert die N-Mineralisation im ersten Jahr nach dem Umbruch zwischen 127 bis 400 kg N/ha je nach Bodentyp, Humusgehalt, N-Düngung und Management. Auf sandigen Böden ist die N-Mineralisation zwar meist geringer, aber die Gefahr der N-Auswaschung aufgrund der hohen Durchlässigkeit, insbesondere bei hohen Winterniederschlägen, erhöht (KAYSER et al., 2008). Um den Anstieg der Nitratverfügbarkeit zu verringern, wird empfohlen, nach dem Umbruch Kulturarten mit hohem N-Bedarf anzubauen (KAYSER et al., 2008; VELTHOF et al., 2002). Auch der Anbau von Zwischenfrüchten kann helfen, die Nitratauswaschung in den Folgejahren des Grünlandumbruchs zu verringern (KAYSER et al., 2008).

Die hohe Stickstofffreisetzung nach Grünlandumbruch führt sowohl zu direkten als auch zu indirekten (durch Nitratauswaschung) N_2O-Emissionen. Mehrere Studien bestätigen, dass nach Grünlandumbruch in Abhängigkeit von Bodentyp, Bodenfeuchte, N-Düngung und Umbruchverfahren erhöhte N_2O-Emissionen auftreten (BALL et al., 2007; DAVIES et al., 2001; ESTAVILLO et al., 2002; MACDONALD et al., 2011; PINTO et al., 2004; VELTHOF et al., 2010). Auch die Untersuchungen von VELLINGA et al. (2004) bestätigen eine erhöhte Freisetzung von Lachgas insbesondere bei Grünlandumbruch im Herbst, da der mineralisierte Stickstoff außerhalb der Vegetationsperiode nur unzureichend genutzt werden kann. Die Studien weisen darauf hin, dass ein notwendiger Grünlandumbruch eher im Frühjahr erfolgen sollte, nachdem die Fläche den Winter über nicht beweidet und gedüngt wurde.

In der nationalen Emissionsberichterstattung werden N_2O-Emissionen durch Grünlandumbruch anhand der Stickstofffreisetzung im Zuge des Vorratsabbaus der organischen Bodensubstanz in 0 bis 30 cm Bodentiefe geschätzt (IPCC, 2003; UBA, 2010). Basierend auf dem durchschnittlichen Verlust an organischer Bodensubstanz und dem C/N-Verhältnis der organischen Bodensubstanz wird die Freisetzung von mineralischem Stickstoff abgeleitet, die dann wiederum mit dem N_2O-Emissionsfaktor für N-Einträge in mineralische Böden verrechnet wird (0,0125 kg N_2O-N/kg N; IPCC (1996)). Dieser Ansatz geht davon aus, dass Emissionen aus der Bildung von mineralischem Stickstoff im Zuge des Humusabbaus nach Grünlandumbruch genauso groß sind wie die Emissionen, die durch den Eintrag von mineralischem oder organischem Stickstoff (z. B. durch Düngungsmaßnahmen) verursacht werden.

Legt man eine mittlere Abnahme des Vorrats an organischer Bodensubstanz nach Grünlandumbruch von 30 % zugrunde, so ergeben sich für die in Tabelle 12.1-1 beschriebenen Grünlandböden in Niedersachsen N_2O-Emissionen in Höhe von 0,04 bis 0,06 t N_2O/ha (N_2O-Gesamtemission über rund 20 Jahre als Folge des Umbruchs). Wiederum wird deutlich, dass Grünlandstandorte mit hohen Vorräten an organischem Bodenkohlenstoff und Gesamtstickstoff im Kontext des Klimaschutzes besonders schutzwürdig sind. Organische Böden besitzen wiederum eine Sonderstellung. Für organische Böden wird im Rahmen der nationalen Emissionsberichterstattung entsprechend des Richtwerts des IPCC (2006) eine mittlere N_2O-Emission von 8 kg N_2O-N/ha und Jahr angenommen. Dieser konstante Faktor ist mit einer erheblichen Unsicherheit behaftet, der sich im Bereich zwischen 2 und 24 kg N_2O-N/ha und Jahr bewegt (IPCC, 2006). Eine Differenzierung der N_2O-Emission nach Ackerbau bzw. Grünlandnutzung ist derzeit aufgrund unzureichender Datengrundlage nicht möglich. Wie sich die unterschiedliche Nutzung von Moorstandorten und vor allem das Wasserregime auf die Lachgasfreisetzung unter Berücksichtigung der verschiedenen Moortypen auswirken, wird in der Maßnahme „Extensivierung der Nutzung von Mooren“ beschrieben.

Umbruchlose Grünlanderneuerung

Der Umbruch von Grünlandbeständen wird auch zur Erneuerung von Grünlandnarben eingesetzt. Da Grünlandumbruch wie beschrieben mit der Emission von Treibhausgasen verbunden ist, wird an dieser Stelle das Treibhausgasminderungspotenzial einer umbruchlosen Grünlanderneuerung analysiert.

Folgende Verfahren der Grünlanderneuerung werden hierbei verglichen:

- Mechanischer Umbruch und Neuansaat
- Chemischer Altnarbenabtötung und Neuansaat mittels Direktsaat
- Umbruchlose Grünlanderneuerung/Grünlandverbesserung mittels Nachsaat oder auch Übersaat in die bestehende Grasnarbe

Die regelmäßige Grünlanderneuerung durch mechanischen Umbruch und Neuansaat führt nach dem derzeitigen Stand der Kenntnisse wahrscheinlich zu ähnlich hohen CO_2- und N_2O- Emissionen wie der Umbruch mit nachfolgender Ackernutzung. Da der Abbau organischer Bodensubstanz nach dem Umbruch schneller verläuft als der Wiederaufbau des Humusvorrats nach Neuansaat („slow in fast out“) und immer weniger Humus aufgebaut werden kann, als nach Umbruch abgebaut wird, sollte sich bei regelmäßiger Erneuerung der Grasnarbe mittels mechanischem Umbruch ein ähnlicher Humusvorrat und somit eine ähnliche Klimawirksamkeit ergeben, wie bei der Umstellung auf Ackernutzung. Wissenschaftliche Studien, die sich mit dieser Problematik befassen, gibt es bisher jedoch nicht. In erster Näherung kann davon ausgegangen werden, dass bei regelmäßigem Erneuerungsumbruch von Grünland ähnlich hohe Emissionen entstehen wie bei der Umwandlung zu Ackerland.

Das Abspritzen der Altnarbe mit einem Totalherbizid bewirkt, dass sowohl die oberirdische als auch die unterirdische pflanzliche Biomasse zeitnah abstirbt. Die Ergebnisse zur Wirkung dieses chemischen Umbruchverfahrens zeigen, dass es auch zu stark erhöhten CO_2- und N_2O-Emissionen führt (MACDONALD et al., 2010, 2011; VELTHOF et al., 2010). Somit kann auch eine Grünlanderneuerung mit Totalherbiziden zu erheblichen Treibhausgasemissionen führen.

Wenn durch die umbruchlose Grünlanderneuerung mittels Nachsaat oder Übersaat die bestehende Grasnarbe erhalten bleibt, ist davon auszugehen, dass auch die Vorräte an organischem Bodenkohlenstoff erhalten bleiben. Durch die Verbesserung der Produktivität der Grasnarbe werden die Vorräte an organischem Bodenkohlenstoff möglicherweise sogar gesteigert. Dieses Verfahren der Grünlanderneuerung/Grünlandverbesserung ist aus Sicht des Klimaschutzes daher zu bevorzugen. Aufgrund fehlender Studien und Ergebnisse ist die Quantifizierung des Emissionsminderungspotenzials des Verzichts auf mechanische bzw. chemische Grünlanderneuerung bisher jedoch nicht möglich. Als ein erster Anhaltspunkt für die Obergrenze der Emissionsminderung, wenn auf Umbruch im Rahmen der Grünlanderneuerung verzichtet wird, kann das Emissionsminderungspotenzial des Verzichts auf Grünlandumbruch dienen.

Dauerhaftigkeit/Umkehrbarkeit

Der Beitrag des Verzichts auf Umbruch von Grünlandflächen für die Minderung von Treibhausgasemissionen ist nur gegeben, wenn der Grünlanderhalt dauerhaft sichergestellt ist. Hierbei ist nicht der Grünlandanteil in einer Region oder auf einem Betrieb entscheidend, sondern ein flächenspezifischer Grünlandschutz. Erfolgt ein Umbruch von Dauergrünland nach Ablauf einer Fördermaßnahme zum Grünlanderhalt, so ergibt sich eine zeitlich verzögerte, aber mengenmäßig unveränderte Emission von Treibhausgasen. Entscheidend für den Erfolg im Sinne des Klimaschutzes ist folglich die Dauerhaftigkeit des Erhalts von Dauergrünlandflächen.

Potenzielle Verdrängungseffekte

Da die reine Erhaltung von Dauergrünland und die umbruchlose Grünlanderneuerung keine Landnutzungsänderung und keine Verringerung der Erträge nach sich ziehen, finden durch diese Maßnahmen keine direkten Verdrängungseffekte statt.

Mit dem Erhalt von Dauergrünland geht jedoch der Verzicht auf eine alternative Nutzung einher. Die unter anderem von OECD-FAO (2010) prognostizierte langfristig erhöhte globale Nachfrage nach Agrarprodukten verstärkt die Anreize für eine Intensivierung der Ackernutzung und eine Ausweitung von Ackerland. Wird diese Ausweitung durch den Erhalt von Dauergrünland vor Ort limitiert, kann eine Intensivierung der Ackernutzung oder die Umwandlung anderer Landnutzungsformen in Ackerland an anderer Stelle erfolgen. Auswirkungen auf die Treibhausgasbilanz hängen von den jeweiligen Standorten und der vorherigen Nutzung ab.

Weitere Umweltwirkungen

Neben der bereits beschriebenen Gefahr der erhöhten Nitratauswaschung bei Umbruch von Grünlandflächen ist Dauergrünlandumbruch auch aus Sicht der Biodiversität bedenklich. Extensiv bewirtschaftetes Grünland gehört zu den artenreichsten Landnutzungsformen Europas (DIERSCHKE und BRIEMLE, 2002) und ist unter dem Aspekt des Naturschutzes besonders wertvoll. Bei Verlust von artenreichen Grünländern zugunsten von Ackerflächen verschwinden nicht nur Tier- und Pflanzenarten, sondern auch räumliche Beziehungen im Sinne eines Biotopverbundes, was zu zunehmender Isolation der verbleibenden Grünland(Rest-)Bestände (Verinselung) führen kann. Im Zuge der Intensivierung tendieren jedoch auch Grünlandbestände zu Artenverlusten, die aus Naturschutzsicht zu vermeiden sind. Aspekte des Erosionsschutzes durch Grünlandbestände, insbesondere in Überschwemmungsgebieten und Hanglagen, sind ebenfalls zu berücksichtigen. Dementsprechend sollten Grünlandflächen mit hoher Artenanzahl auf meist ertragsschwachen Standorten, in erosionsgefährdeten Gebieten sowie in Wasserschutzgebieten möglichst von Umbruch verschont bleiben.

Potenzial zur THG-Emissionsminderung in Niedersachsen

Regionale Bedeutung (Ist-Zustand) und mögliche Emissionsminderung

Der Umbruch von Grünland zu Ackerland auf mineralischen Böden hat in Niedersachsen in den Jahren 2005 bis 2009 entsprechend der nationalen Emissionsberichterstattung (UBA 2011) zu einer durchschnittlichen THG-Emission von 572 kt $CO_{2\text{-Äq.}}$/Jahr geführt. Zu berücksichtigen ist, dass sich die Flächenangaben zum Grünlandumbruch in Abhängigkeit der gewählten Datengrundlage (GIS-basierte Analysen, Agrarstatistik, InVeKoS-Daten) unterscheiden. Die Unterschiede ergeben sich aus den Erhebungsgrundlagen und

Erhebungsintervallen. Eine Differenzierung der Angaben findet hier keine Berücksichtigung.

Unter der Annahme, dass die bisher aus Grünlandumbruch freigesetzten THG-Emissionen durch entsprechend fachrechtliche Regelungen zukünftig vollständig unterbunden werden können, ergibt sich ein Einsparpotenzial von 572 kt $CO_{2\text{-Äq.}}$/Jahr.

Abbildbarkeit in der Emissionsberichterstattung

Im Rahmen der nationalen Berichterstattung werden bereits Kohlenstoffvorratsänderungen durch Umwandlung von Grünlandflächen berücksichtigt und könnten damit auch auf THG-Minderungsziele angerechnet werden. Grünlandmanagementverfahren, wie die umbruchlose Grünlanderneuerung, werden nicht berücksichtigt und sind auch durch ein Flächenmonitoring nur schwer erfass- und kaum abbildbar.

Fazit

Der Verzicht auf Grünlandumbruch führt zu einer deutlichen Verringerung von CO_2 und N_2O-Emissionen. Das Klimaschutzpotenzial dieser Maßnahme ist standortabhängig und wird durch den Vorrat an organischer Bodensubstanz bestimmt. Besonders schutzwürdig sind Grünlandstandorte, die hohe Vorräte an organischer Bodensubstanz aufweisen. Bei einem Vorrat an organischem Bodenkohlenstoff von 100 t/ha (0 bis 30 cm) und einem üblichen C/N-Verhältnis ergibt sich eine Emissionsminderung durch Verzicht auf Umbruch in Höhe von rund 130 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha.

Die umbruchlose Grünlanderneuerung unter Erhalt der alten Grasnarbe dürfte im Vergleich zur Grünlanderneuerung nach mechanischem oder chemischem Abtöten der Grasnarbe ebenfalls zu einer deutlichen Minderung von CO_2- und N_2O-Emissionen führen. Aufgrund fehlender Studien und Ergebnisse zur Klimaschutzwirkung der umbruchlosen Grünlanderneuerung wird an dieser Stelle kein Treibhausgasminderungspotenzial für diese Maßnahme ausgewiesen. Als Näherungswert können die Angaben zum Grünlandumbruch mit nachfolgender Ackernutzung übernommen werden.

Von besondere Bedeutung für die Klimaschutzwirkung von Maßnahmen im Bereich Grünlanderhalt und Grünlanderneuerung ist die Frage der Dauerhaftigkeit der Maßnahme, die unter dem Unterpunkt „Dauerhaftigkeit/Umkehrbarkeit“ behandelt wird.

12.2 Umwandlung von Acker- zu Dauergrünland

Maßnahmenbeschreibung

Die Umwandlung von Acker zu Dauergrünland kann die Festlegung von Bodenkohlenstoff fördern und somit als CO_2-C-Senke wirken. Ob und in welchem Umfang die Umwandlung von Ackerland zu Dauergrünland die Treibhausgasemission letztlich langfristig verringert, wird maßgeblich durch die Emissionen bestimmt, die im Zuge der Nutzung der Systeme auftreten. An dieser Stelle wird nur die Klimarelevanz der Landnutzungsänderung beschrieben. Emissionen, die im Zuge unterschiedlicher Bewirtschaftung von Grünland und Acker entstehen, werden nicht betrachtet.

Wirkung auf Treibhausgasemissionen

THG-Minderungspotenzial

Wie unter der Maßnahme „Erhaltung von Dauergrünland“ beschrieben, können Grünlandböden große Mengen an organischer Substanz speichern. Entsprechend weisen mehrere Studien darauf hin, dass die Umwandlung von Acker zu Dauergrünland ein hohes Potenzial zur Kohlenstofffestlegung in Böden aufweist (CIAIS et al., subm.; FREIBAUER et al., 2004; GUO und GIFFORD, 2002). Die Anreicherung von organischem Kohlenstoff in Mineralböden nach Umstellung auf Grünlandnutzung erfolgt langsam über einen sehr langen Zeitraum. POEPLAU et al. (2011) ermittelten in einer aktuellen Metastudie die Anreicherung von organischem Bodenkohlenstoff nach der Etablierung von Dauergrünland. Bei Ausgangs-Bodenkohlenstoffgehalten von 46 ±21 t C/ha ergab sich nach 20 Jahren eine Anreicherung von insgesamt 40 ±11 % (ca. 18 t C/ha) und nach 100 Jahren von 128 ±23 % (ca. 58 t C/ha). Ein neues Humusgleichgewicht, in dem die Kohlenstoffeinträge und -austräge gleich sind, wird wahrscheinlich erst nach über 125 Jahren erreicht (FREIBAUER et al., 2004; JOHNSTON et al., 2009). Aufgrund des sehr langen Zeithorizonts der Veränderung des Bodenkohlenstoffvorrats und fehlender Untersuchungen, die diesen Zeithorizont einschließen, sind die Angaben zur Veränderung der Bodenkohlenstoffvorräte durch die Etablierung von Dauergrünland mit großen Unsicherheiten behaftet. Angaben zur Veränderung der Bodenkohlenstoffvorräte und zum möglichen Emissionsminderungspotenzial werden daher stark vom betrachteten Zeithorizont beeinflusst. Die Höhe der potenziellen Kohlenstofffestlegung wird weiterhin durch die Art der Vornutzung, durch Bodeneigenschaften, durch die Temperatur sowie durch die Art und Intensität der Grünlandbewirtschaftung beeinflusst (AMMANN et al., 2007; CONANT et al., 2001; IPCC, 2006; JONES und DONNELLY, 2004). Aufgrund des Einflusses der Art und der Intensität der Vor- und Nachnutzung weisen auch die IPCC-Richtlinien (2006) eine große Spannweite für die Kohlenstofffestlegung bei Umwandlung von Acker- zu Grünland aus (Zunahme um 14 bis 56 %).

Wird das etablierte Dauergrünland wieder umgebrochen, kommt es zur raschen Mineralisation der zuvor angereicherten organischen Bodensubstanz. Aufgrund der großen Unsicherheit hinsichtlich der absoluten Höhe und der zeitlichen Dynamik der C-Sequestrierung in Böden von neu etabliertem Dauergrünland wird an dieser Stelle darauf verzichtet, eine vage Potenzialschätzung aus der Literatur für Niedersachsen zu übernehmen.

Eine Sonderstellung im Kontext des Klimaschutzes besitzt die Maßnahme „Umwandlung von Acker zu Grünland auf Moorstandorten“, da mit dieser Umstellung auch neue Optionen der Wasserstandsführung in Mooren verbunden sind. Dieser Themenkomplex wird daher in einem gesonderten Kapitel beschrieben (vgl. Kapitel „Schutz und Vernässung von Mooren“).

Dauerhaftigkeit/Umkehrbarkeit

Einen Klimaschutzbeitrag leistet die C-Sequestrierung in Grünlandböden nur, wenn der Grünlanderhalt dauerhaft sichergestellt ist. Erfolgt ein Umbruch von neu etabliertem Dauergrünland, so ergibt sich eine zeitlich verzögerte, aber mengenmäßig unveränderte Emission von Treibhausgasen. Entscheidend für den Erfolg im Sinne des Klimaschutzes ist somit die Dauerhaftigkeit des Erhalts von Dauergrünlandflächen.

Potenzielle Verdrängungseffekte

Mit der Umwandlung von Acker zu Dauergrünland geht der Verzicht auf eine alternative Nutzung einher. Die unter anderem von OECD-FAO (2010) prognostizierte langfristig erhöhte globale Nachfrage nach Agrarprodukten verstärkt die Anreize für eine Intensivierung der Ackernutzung und eine Ausweitung von Ackerland. Wird diese Ausweitung durch die Umwidmung vor Ort limitiert, kann eine Intensivierung der Ackernutzung oder die Umwandlung anderer Landnutzungsformen in Ackerland an anderer Stelle erfolgen (indirekte Landnutzungsänderungen). Auswirkungen auf die Treibhausgasbilanz hängen von den jeweiligen Standorten und der vorherigen Nutzung ab.

Weitere Umweltwirkungen

Positive Umweltwirkungen von Dauergrünland wurden bereits unter der Maßnahme „Erhaltung von Dauergrünland“ beschrieben. Aus Sicht des Wasserschutzes wird die Umwandlung von Acker in extensives Grünland empfohlen, da hierdurch die Gefahr der Nitratauswaschung verringert wird (OSTERBURG, 2007). Aus Sicht des Naturschutzes ist die Etablierung von Grünland ebenfalls interessant, da es durch seine charakteristische Offenhaltung der Landschaft wichtige Habitatfunktionen für zahlreiche Arten erfüllt. Je nach Intensität der Bewirtschaftung profitieren sowohl Bodenbrüter, Amphibien als auch Insekten von diesen Strukturen. Allerdings wird das artenreiche Grünland in Europa zunehmend seltener (REIDSMA et al., 2006). Das durch das artenreiche Grünland produzierte Futter verliert in der Tierhaltung immer mehr an Bedeutung. Das Grünland wird häufig

intensiver bewirtschaftet, was wiederum einen Rückgang der Artendiversität zur Folge haben kann (SEITHER et al., 2009). Deshalb ist auch aus naturschutzfachlicher Sicht abzuwägen, welche Intensität der Grünlandbewirtschaftung den Zielen des Naturschutzes entspricht.

OSTERBURG et al. (2007) zeigen eine zusammenfassende Darstellung zur positiven ökologischen Wirkung durch die Umwandlung von Acker zu Grünland.

Fazit

Die Umwandlung von Acker zu Dauergrünland führt auf den meisten Standorten zu einer sehr langsamen Anreicherung von organischem Bodenkohlenstoff, die sich über viele Jahrzehnte erstrecken kann. Angaben zum C-Sequestrierungspotenzial dieser Nutzungsänderung variieren sehr stark und sind vom betrachteten Zeithorizont abhängig. Die Klimawirksamkeit einer Umstellung von Acker- auf Grünlandnutzung wird langfristig nicht von der CO_2-C-Bindung im Boden bestimmt, da die Anreicherung von Bodenkohlenstoff ein zeitlich und mengenmäßig begrenzter Prozess ist. Langfristig bedeutender für den Klimaschutz sind daher die Art der Bewirtschaftung und die bewirtschaftungsabhängigen Emissionen.

12.3 Wiedervernässung von landwirtschaftlich genutzten Mooren

Hintergrund und Maßnahmenbeschreibung

Hohe Wasserstände in natürlichen Mooren bewirken, dass die Abbaurate der organischen Substanz niedriger als die Zuwachsrate ist und es langfristig zu einer Akkumulation von Torf kommt. Obwohl Moore nur etwa 3 % der weltweiten Landfläche bedecken, werden durch Moorböden mindestens 550 Gt Kohlenstoff akkumuliert, was etwa 30 % des globalen Bodenkohlenstoffs und etwa 75 % des gesamten atmosphärischen Kohlenstoffs entspricht (PARISH et al., 2007). Damit sind natürliche Moore global als Kohlenstoffspeicher und Kohlenstoffsenke von zentraler Bedeutung.

Moore sind auch die einzigen Ökosystemtypen, die kontinuierlich und dauerhaft Kohlenstoff aufnehmen sofern die Klima- und Nutzungsbedingungen eine weitere Torfbildung ermöglichen. Langfristig betrachtet können Hochmoore nach Auswertung von SUCCOW und JOOSTEN (2001) je nach Alter der Torfe und in Abhängigkeit des Standortes 100 bis 1.650 kg CO_2-C/ha und Jahr akkumulieren und Niedermooren 60 bis 2.000 kg CO_2-C/ha und Jahr. DRÖSLER et al. (2008) gehen von einer mittleren Rate der langfristigen Kohlenstoffakkumulation von 250 kg CO_2-C/ha und Jahr für nordeuropäische Moore aus.

Für den Begriff „Moorboden“ bzw. „organischer Boden“ gibt es unterschiedliche Definitionen. Nach deutscher bodenkundlicher Nomenklatur weisen Moorböden eine Torfschicht im Oberboden auf, die mindestens 30 cm mächtig ist und ≥30 Masseprozent organische Substanz enthält (AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN, 2005). Nach der Definition des IPCC (2006) zählen zu den organischen Böden bereits Böden, die in den oberen 10 cm mindestens 20 Masseprozent organische Substanz enthalten bzw. mindestens 35 Masseprozent organische Substanz aufweisen, wenn der Tongehalt ≥60 % beträgt. Unter der Vorgabe dieser breiter gefassten Definition würden auch die deutschen Bodentypen Moorgley und Anmoorgley zu den organischen Böden zählen.

In der derzeitigen nationalen Emissionsberichterstattung wird die deutsche Moorbodendefinition zugrunde gelegt. Eine Differenzierung zwischen Hoch- und Niedermoor erfolgt nicht (UBA, 2010).

Klassisch unterteilt, erfolgt die Gliederung der Moore in Hochmoor, Zwischen- oder Übergangsmoor und Niedermoor. Die verschiedenen Moortypen unterscheiden sich in der Form der Wasserzufuhr, ihrem Nährstoffgehalt sowie dem pH-Wert. Hochmoore werden allein durch Niederschlagswasser gespeist. Sie entwickeln sich häufig auf nährstoffarmen Substraten in einem niederschlagsreichen Klima. Sie sind oligotroph (nährstoffarm) und entstehen häufig auf sauren Standorten. Übergangsmoore sind hingegen von einem mittleren Gehalt an Nährstoffen gekennzeichnet (mesotroph). Sie weisen oft einen sauren pH-Wert auf, wobei über Kalkgestein auch leicht basische Übergangsmoore entstehen können. Die Standorteigenschaften der Niedermoore werden durch die chemische Beschaffenheit der anströmenden Grund- und Oberflächenwässer bestimmt. Sie umfassen daher sowohl den Alkalinitätsgradienten von sauren bis hin zu basenreichen Standorten als auch den Trophiegradienten von nährstoffarmen bis zu nährstoffreichen Verhältnissen. Durch den zunehmenden Nährstoffgehalt der Gewässer durch Düngung gibt es immer weniger mesotrophe Niedermoorstandorte. Sowohl die Trophiestufe als auch der Wasserstand haben einen starken Einfluss auf die Torfakkumulation. Nur ein hoher Wasserstand und der dadurch bedingte Sauerstoffabschluss können die Torfmineralisation hemmen und das gebildete organische Material konservieren bzw. als Torf akkumulieren. Ob Moorböden torfbildend oder torfzehrend sind, hängt somit von den engen Wechselbeziehungen zwischen Vegetation und Wasserhaushalt ab. Austrocknung führt zu einer Freisetzung des in Mooren gebundenen Kohlenstoffs. Ursachen für den einsetzenden Torfschwund können die Dränage für die landwirtschaftliche und forstliche Nutzung oder die Torfgewinnung sein, aber auch eine Veränderung des Wasserhaushalts von Mooren durch den Klimawandel (BELLAMY et al., 2005).

Wie hoch der Austausch an Treibhausgasemissionen ist und welche Treibhausgase emittieren, hängt maßgeblich von drei Faktoren ab: der Wassersättigung des Bodens, den klimatischen Verhältnissen und der Nährstoffverfügbarkeit. Während in naturnahen Mooren neben der netto-Bindung von CO_2-C, auch Methan freigesetzt wird, werden aus entwässerten und genutzten Mooren CO_2 und N_2O im Zuge des aeroben Torfabbaus emittiert.

Weltweit stiegen die CO_2-Emissionen aus drainierten Mooren von ca. 1.058 Megatonnen im Jahr 1990 auf 1.298 Megatonnen im Jahr 2008 (JOOSTEN, 2010) an, wobei angenommen wird, dass rund 20 % der vorhandenen Moore durch Drainagen beeinflusst sind. Intensiv entwässerte Mooren sind Hotspots der Treibhausgasemission (PARISH et al., 2007). Deutschland steht hinsichtlich der Größe der Moorflächen in der EU-25 an siebter Stelle, aber an zweiter Stelle was die Klimabelastung durch Treibhausgase aus den Moorflächen betrifft (DRÖSLER et al., 2008). In der Bodenübersichtkarte (BGR, 1997) werden für Deutschland 18.098 km² Moorfläche ausgewiesen. Dies entspricht 5,1 % der deutschen Gesamtfläche. Niedersachsen hat mit 38,2 % den höchsten Anteil an den deutschen Moorflächen, gefolgt von Mecklenburg-Vorpommern (20 %) und Brandenburg (15,6 %). Der überwiegende Teil der Moore in Deutschland (ca. 71 %) wird landwirtschaftlich genutzt (32 % Ackernutzung, 40 % Grünlandnutzung). Moore haben landesweit einen Anteil von 8% an der landwirtschaftlichen Nutzfläche.(DRÖSLER et al., 2011) Die Moorackerflächen emittieren nach Annahmen der nationalen Emissionsberichterstattung rund 44 t CO_2-Äquivalente/ha und Jahr und Moorgrünlandflächen rund 22 Tonnen CO_2-Äquivalente je Hektar und Jahr (UBA, 2010). Die anthropogen verursachten Gesamtemissionen aus der deutschen Moorfläche belaufen sich auf rund 45 Mio. t CO_2-Äquivalente/Jahr (inkl. landwirtschaftliche Moornutzung, Torfabbau, Wald, etc.). Dies entspricht 5,1 % der gesamten deutschen Treibhausgasemission. Dränierte Moore zählen damit zu den größten Einzelquellen für Treibhausgase außerhalb des Energiesektors. (DRÖSLER et al., 2011)

Durch die Erhöhung des Wasserstandes können Treibhausgasemissionen aus drainierten Moorflächen verringert werden. Die C-Speicherfunktion von Mooren kann bei nahezu vollständiger Vernässung wieder hergestellt werden. Die Höhe der Treibhausgaseinsparung ist von der Höhe des Wasserstandes sowie von der sich einstellenden Vegetation abhängig. Nachfolgend wird das Emissionsminderungspotenzial einer Wiedervernässung von Mooren beschrieben.

Wirkung auf Treibhausgasemissionen

THG-Minderungspotenzial

Als Folge der Entwässerung zur Nutzbarmachung von Moorflächen kommt es zur Torfmineralisation und einer hohen CO_2-Emission. Im Zuge der Abbauprozesse wird auch mineralischer Stickstoff freigesetzt und N_2O emittiert.

Die Wiedervernässung des Torfkörpers führt durch die Bildung anoxischer Bedingungen zu einer langsameren Zersetzung und zu einer Minderung der CO_2- und N_2O-Emission. Unter optimalen Bedingungen können wiedervernässte Moore ihre Senkenfunktion für CO_2-Kohlenstoff wieder erlangen. Durch die anoxischen Zersetzungsprozesse steigt die Emission von Methan nach Wiedervernässung an.

Nach AUGUSTIN und JOOSTEN (2007) können nach der Wiedervernässung von Mooren drei Phasen unterschieden werden:

In der ersten Phase kommt es zum Abbau der im Oberboden vorhandenen, leicht verfügbaren organischen Substanz, wodurch die CH_4-Emissionen ansteigen können (HÖPER et al., 2008). Letzteres ist besonders bei vollständiger Überflutung der Fall. Die Festlegung von CO_2-C ist in dieser Phase relativ gering. Die zweite Phase ist dadurch gekennzeichnet, dass die CH_4-Emissionen deutlich reduziert sind und eine intensive CO_2-C-Festlegung erreicht wird. In der dritten Phase wird sowohl wenig CH_4 emittiert als auch Kohlenstoff festgelegt. Die Stoffumsetzung ist ähnlich wie in einem natürlichen Moor, und der Klimaeffekt ist neutral bzw. ausgeglichen.

Unzureichend geklärt ist, wie lang die einzelnen Phasen andauern und welchen Einfluss die Vornutzung der Flächen auf diese Dynamik hat. Der Erfolg der Wiedervernässung von Moorflächen wird von zahlreichen Faktoren beeinflusst. Zu den wichtigsten zählen nach HÖPER et al. (2008) die Zeit zwischen der Aufgabe der Nutzung und der Wiedervernässung, ‚standörtlichen Voraussetzungen (wie vorherige Landnutzung, Grad und Dauer der Entwässerung, Moortyp, Tiefe und Moordegradierung) sowie der Art und Weise der Vernässung. GORHAM und ROCHEFORT (2003) weisen darauf hin, dass die Renaturierung umgehend nach der Moornutzung erfolgen sollte, um eine Degradierung der Torfoberfläche zu minimieren und um irreversiblen hydrologischen Veränderungen vorzubeugen, damit die potenzielle C-Senkenfunktion wiederhergestellt werden kann. Die Art und Weise der Renaturierung bzw. Wiedervernässungsmaßnahme (d. h. Steuerung des Wasserstandes) beeinflusst sowohl die Entwicklung der torfbildenden Pflanzen und somit den Prozess der Torfakkumulation als auch die Dynamik der Treibhausgasemission (besonders die CH_4-Emission). Nachfolgend wird der Einfluss einer Vernässung auf Quell- bzw. Senkenfunktion von Mooren für Treibhausgase beschrieben.

Veränderung der CH_4-Emission

Die Methanemission ist das Resultat aus der Methanbildung im anoxischen Teil des Moorprofiles und der mikrobiellen Methanoxidation in oberflächennahen oxischen Bodenschichten. Ob Methan emittiert, wird maßgeblich von der Mächtigkeit der oxischen Zone und der Aktivität der dort lokalisierten methanotrophen Bakterien bestimmt.

Meist reichen wenige Dezimeter oxische Schichten, um das produzierte Methan vollständig zu oxidieren (KRATZ und PFADENHAUER, 2001).

Hohe Methanemissionen können besonders bei vollständigem Überstau von Niedermooren auftreten (AUGUSTIN, 2003). Durch die Bildung von sogenannten Mudden kann bei Überstau der nährstoffreichen Niedermoore die leicht zersetzbare Vegetation faulen und damit zu hohen CH_4-Emissionen führen. Auf Hochmoorflächen in Deutschland (DRÖSLER, 2005) und borealen Hochmoorstandorten in Skandinavien (Literatur in HÖPER et al. (2008)) ist diese Gefahr deutlich geringer. Der kritische Grundwasserflurabstand, ab dem die CH_4-Emissionen stark ansteigen können, liegt bei etwa 10 cm unter der Geländeoberfläche (CHRISTENSEN et al., 2003; DRÖSLER, 2005; DRÖSLER et al., 2011; DRÖSLER et al., 2008; LAINE und MINKKINEN, 1996; NYKANEN et al., 1998). Besonders während der Vegetationsperiode und in den ersten Jahren nach der Vernässung sollte Überstau daher ver-

mieden oder auf relativ kleine Flächen begrenzt werden, um hohe Methanemissionen zu vermeiden. Für die Entwicklung einer typischen Moorvegetation (z. B. Torfmoose) ist ein zeitweiliger Überstau jedoch durchaus förderlich (DRÖSLER et al., 2011).

Eine Zusammenfassung typischer jährlicher CH_4-Emissionen aus wiedervernässten Mooren und ihre Bedeutung für die Treibhausgasbilanz findet sich bei HÖPER et al. (2008).

Veränderung der N_2O-Emission

Wichtige Steuergrößen der N_2O-Emission aus Mooren sind der Trophiegrad des Moores und der Grad der Wassersättigung des Torfes. Lachgas kann sowohl durch nitrifizierende als auch denitrifizierende Prozesse entstehen (vgl. Maßnahme „Extensivierung von Mooren“). DRÖSLER et al. (2011) sehen das höchste Risiko für die N_2O-Freisetzung aus Niedermooren bei stark schwankenden Wasserständen und einem jährlichen Grundwasserstand von ca. 50 cm unter Flur. Eine vollständige Vernässung der Niedermoorflächen führt zu geringen N_2O-Emissionen, da die Nitrifikation durch den Sauerstoffmangel gehemmt ist (MEYER et al., 2001; NYKANEN et al., 1995). REGINA et al. (1996) berichten sogar von einer leichten N_2O-Aufnahme in natürlichen Mooren, insbesondere bei Hochmooren mit hoher Wassersättigung. Insgesamt führt die Vernässung zu einer deutlichen Verringerung der N_2O-Emission, da die N-Mineralisation verringert und die Nitrifikation durch die anoxischen Bedingungen gehemmt ist. Stark schwankende Wasserstände im Zuge der Wiedervernässung sollten vermieden werden und das Wassermanagement so gestaltet werden, dass ein Anstau bis etwa 10 cm unter Geländeoberkante erfolgt. Hierdurch werden die Emissionen von N_2O und CO_2 erheblich verringert und hohe CH_4-Emission wird vermieden.

Veränderung der CO_2-Emission

Die Wiedervernässung von Mooren führt aufgrund der langsameren Torfzersetzung zu einer erheblichen Verringerung von CO_2-Emissionen im Vergleich zu entwässerten Moorstandorten. Diese Emissionsminderung stellt den weitaus größten Teil der Klimaschutzwirkung der Moorvernässung dar (die Emissionsminderung von N_2O ist von geringerer Bedeutung). Eine vollständige Torfkonservierung oder sogar ein Torfwachstum kann nur durch langfristig angelegte Renaturierungsmaßnahmen und Ansiedlung von torfbildenden Pflanzenarten erreicht werden (DRÖSLER et al., 2008; MEYER et al., 2001). Ob bzw. wie schnell sich ein Gleichgewicht des CO_2-Austausches einstellt, hängt von der Entwicklung einer torfbildenen Vegetation ab. Diese Entwicklung wird beeinflusst vom Wasserstand, ob angestaut oder überstaut wird, von der Ausgangsvegetation vor der Vernässung sowie von den Eigenschaften des Moorbodens.

In welchem Zeitraum eine C-Senkenwirkung wiederhergestellt wird, kann derzeit nur unzureichend prognostiziert werden (AUGUSTIN, 2003; DRÖSLER et al., 2008; MEYER et al., 2001). In den Niederlanden zeigen erste Ergebnisse eine deutliche C-Akkumulation nach zehn Jahren erfolgreicher Wiedervernässung eines Grünland-Niedermoores (DRÖSLER et al., 2008). Auch im Donauried bei Günzburg wurde nach 20 Jahren Wiedervernässung ein

C-Sequestrierung festgestellt (HOLL et al., 2009). Dagegen zeigten süddeutsche Torfabbauflächen auch nach zwölf Jahren Renaturierung noch keine C-Senkenfunktion (DRÖSLER, 2005).

Veränderung der Treibhausgasbilanz

Für die Bewertung der Klimaschutzleistung der Moorvernässung müssen die Austauschraten von CO_2, CH_4 und N_2O gemeinsam betrachtet werden. HÖPER et al. (2008) kommen bei der Auswertung von europäischen Studien zum Schluss, dass die Treibhausgasbilanz von renaturierten Hochmooren in Finnland und Schweden leicht negativ bis neutral ist (d. h., die Treibhausgasemissionen lagen zwischen -3,5 und +2,5 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha und Jahr). Für renaturierte Niedermoore variierte die Treibhausgasbilanz zwischen -0,2 und +1,2 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha und Jahr. Auch für Moorregionen in Deutschland liegen Informationen über die Treibhausgasbilanz wiedervernässter Standorte vor (DRÖSLER et al., 2011) (Tabelle 12.3-1). Die in Tabelle 12.3-1 aufgeführte Kategorie „naturnahe/renaturierte Moore“ kennzeichnet Standorte mit naturnahem Wasserstand, die weitestgehend unberührt sind oder in den letzten Jahren/Jahrzehnten renaturiert wurden. Die vorherrschende Vegetation in Niedermooren sind Groß- und Kleinseggenrieder, Schilfröhrichte und Rohrkolben. In Hochmooren sind es überwiegend Torfmoosrasen.

Tabelle 12.3-1: Treibhausgasbilanz wiedervernässter Moorflächen, differenziert nach Moortyp (Hochmoor, Niedermoor) und Wasserregime (ohne bzw. mit Überstau)

	Treibhausgasbilanz		**Wasserstand unter der Geländeoberfläche**
	Niedermoor	**Hochmoor**	
Wasserregime	t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ ha und Jahr		cm
Naturnah/renaturiert	3,3	0,1	-10 (-7 bis -14)
Überstaut	28,3	8,3	14 (-8 bis 36)

1) Die Angaben zeigen den Mittelwert der Treibhausgasbilanzen, basierend auf ganzjährigen Messungen der CO_2-, N_2O- und CH_4-Austauschraten.

Quelle: Drösler et al. (2011).

Die Emissionswerte fügen sich gut in die europäischen Daten ein. Es wird deutlich, dass die renaturierten und naturnahen Flächen eine fast neutrale Treibhausgasbilanz aufweisen. Renaturierte Niedermoore zeigten noch eine geringe Netto-THG-Emission, wohingegen Hochmoore klimaneutral waren. Werden die renaturierten Flächen überstaut, kann sich die Treibhausgasbilanz aufgrund erhöhter CH_4-Emissionen erheblich ändern (Tabelle 12.3-1).

Ein großflächiger Überstau ist daher besonders in der Vegetationsperiode zu vermeiden. Partieller Überstau, um eine schnelle Entwicklung von Torfmoosen zu gewährleisten, sollte jedoch nicht ausgeschlossen werden.

Werden die Treibhausgasbilanzen der Kategorie „naturnah/renaturiert“ mit den entsprechenden Bilanzen drainierter Moorflächen verglichen, lassen sich die Emissionsminderungspotenziale der Vernässung ableiten (Tabelle 12.3-2). Die Werte in Tabelle 12.3-2 zeigen, dass das Emissionsminderungspotenzial in erster Linie von der Intensität der Drainage abhängt und der Moortyp von geringerer Bedeutung ist. Die größten Emissionsminderungspotenziale ergeben sich für die Vernässung des tiefgründig drainierten Acker- und Grünlandstandorts (30,5 bzw. 28,2 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha und Jahr).

Tabelle 12.3-2: Treibhausgasbilanz von unterschiedlich intensiv entwässerten Mooren unter landwirtschaftlicher Nutzung sowie von wiedervernässten Mooren (vgl. Tab. 12.3-1) und das daraus abgeleitete Potenzial der Emissionsminderung (vgl. Kap. 12.4).

Moortyp/Nutzung	**Treibhausgasbilanz**	**Treibhausgasbilanz nach Wiedervernässung (ohne Überstau)**	**Potenzial der Emissionsminderung**
	t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha und Jahr		
Niedermoor			
Grünland extensiv - nasser Standort, Wasserstand bei 6 bis -25 cm	10,3	3,3	7,0
Acker, Wasserstand bei -29 bis -102 cm	33,8	3,3	30,5
Hochmoor			
Grünland extensiv - nasser Standort, Wasserstand bei -6 bis -25 cm	2,2	0,1	2,1
Grünland intensiv bis mittel, trockener Standort, Wasserstand bei -39 bis -98 cm	28,3	0,1	28,2

Quelle: Drösler et al. (2011).

Die vollständige Vernässung des Moorkörpers schließt die herkömmliche landwirtschaftliche Nutzung der Moore als Acker oder Grünland aus. Dies wirft die Frage auf, ob es Alternativen zur Inwertsetzung als reine Naturschutzfläche gibt und Produktionsformen möglich und wirtschaftlich sind, die auf vernässten Moorflächen etabliert werden können (vgl. Abschnitt „Technische Umsetzbarkeit“).

Dauerhaftigkeit/Umkehrbarkeit

Die Emissionsminderung durch Wiedervernässung drainierter Moore ist dauerhaft, wenn die Standorte dauerhaft in einen naturnahen Zustand überführt werden und sie nicht zu einem späteren Zeitpunkt wieder entwässert werden. Theoretisch würde die Klimaschutzleistung der Wiedervernässung enden (außer es wird eine Netto-Senke für Treibhausgase erreicht), wenn die gesamten Moorvorräte des drainierten Vergleichsstandorts vollständig mineralisiert sind und damit die Emissionen aus der Torfmineralisation enden. Werden renaturierte Moore entwässert, werden sie wieder zu Hotspots der Treibhausgasemission.

Potenzielle Verdrängungseffekte

Da die vollständige Wiedervernässung von Moorflächen die herkömmliche landwirtschaftliche Nutzung der Moore als Acker oder Grünland ausschließt, führt die Vernässung von zuvor landwirtschaftlich genutzten Mooren zu einer Verlagerung der Produktion auf alternative Standorte. Weicht die Produktion auf Mineralböden aus, können dort Treibhausgasemissionen entstehen, die die Klimaschutzwirkung der Vernässung verringern (indirekte Landnutzungsänderung). Im Vergleich zu den sehr hohen Treibhausgasemissionen aus entwässerten Mooren sind diese Emissionen jedoch meist viel geringer und der Verdrängungseffekt schmälert die Klimaleistung der Wiedervernässung in der Regel nur geringfügig. Im Falle der Renaturierung von Abtorfungsflächen treten keine Verdrängungseffekte auf.

Weitere Umweltwirkungen

Die Vernässung von Moorstandorten hat zahlreiche positive Umweltwirkungen, die überwiegend im Bereich des Natur- und Artenschutzes liegen. Die Vegetationszusammensetzung entwickelt sich unter günstigen Bedingungen hin zu Zielarten des Naturschutzes, die mitunter selten und gefährdet sind. Von besonderer Bedeutung sind hierbei die Etablierung von torfbildenden Seggenrieden, Schilfröhrichten und Torfmoosen. Eine vielfältige Fauna stellt sich deutlich schneller ein. So stellen sich je nach Entwicklungsziel der renaturierten Moorflächen beispielsweise in der westlichen Dümmerniederung in Niedersachsen zahlreiche Vogelarten wie Wiesenpieper oder Tüpfelsumpfhuhn ein (KÖRNER, in Vorb.).

Ein allumfassendes Managementkonzept, um allen Ansprüche der Faunenvielfalt zu genügen, gibt es jedoch nicht. Allerdings führen eine Erhöhung der Wasserstände und eine Extensivierung der Bewirtschaftung (bis hin zur Nutzungsaufgabe) zu deutlich besseren Voraussetzung für die Etablierung von moortypischen Tieren (KRATZ et al., 2001). Auch umweltbelastende gelöste Stoffausträge, die im Zuge der Torfzersetzung in entwässerten Mooren auftreten, werden vermieden. Um N-Austräge zu mindern, empfiehlt ebenso OSTERBURG et al. (2007) die Wiedervernässung von Moorflächen.

Potenzial zur THG-Emissionsminderung in Niedersachsen

Regionale Bedeutung (Ist-Zustand) und mögliche Emissionsminderung

Niedersachsen hat mit rund 38 % den höchsten Anteil an den deutschen Moorflächen (DRÖSLER et al., 2011). Etwa 84 % der deutschen Hochmoorflächen liegen in Niedersachsen.[1] In Niedersachsen sind anteilige an der niedersächsischen Moorfläche zu 48 % Nie-

[1] Datengrundlage Bodenübersichtskarte 1 : 1.000.000.

dermoorflächen (Nutzung: 64 % Grünland, 19 % Acker) und zu 52 % Hochmoorflächen (Nutzung: 40 % Grünland, 12 % Acker)[2] zu finden. Derzeit werden 13.503 kt $CO_{2\text{-Äq.}}$ aus landwirtschaftlich genutzten Mooren in Niedersachsen emittiert (UBA, 2011) (vgl. Kap. 2), wobei rund 58 % hiervon auf die landwirtschaftliche Nutzung von Hochmooren sowie 42 % auf die von Niedermooren entfallen.[3]

Die Wiedervernässung von Moorgebieten erfordert ein Bündel an verschiedenen Maßnahmen, die an die standörtlichen Bedingungen geknüpft sind und mit Nutzungs- und Interessensansprüchen von lokalen Akteuren abgestimmt werden müssen. Beispielhaft wird das Treibhausgasminderungspotenzial durch die Extensivierung der Nutzung mit gleichzeitiger Anhebung des Wasserstandes bis hin zur vollständigen Renaturierung eines Moorgebietes an zwei Modellstudien für das „Ahlenmoor“ und das Moorgebiet in der „Dümmer“-Region im Kapitel „Extensivierung der Nutzung von Mooren“ gezeigt.

Um das Potenzial der Emissionsminderung einer Wiedervernässung von Mooren in Niedersachsen aufzuzeigen, wird folgendes Fallbeispiel betrachtet: Es wird angenommen, dass 5 bzw. 20 % der derzeit als Grünland genutzten Moorfläche in Niedersachsen wiedervernässt wird. Es wird weiterhin davon ausgegangen, dass extensiv genutztes Moorgrünland renaturiert wird, da dort die geringsten Opportunitätskosten einer Nutzungsaufgabe entstehen. Es werden jeweils 5 bzw. 20 % der aktuellen, extensiv genutzten Grünlandfläche auf Hoch- und Niedermoor renaturiert (aktuell werden 40 % der Hochmoorflächen und 64 % der Niedermoorflächen als Grünland genutzt). Die Emissionsminderung durch die Wiedervernässung wurde anhand der Ergebnisse von DRÖSLER et al. (2011) (siehe Tabelle 12.3-2) ermittelt. Das Ergebnis ist in Tabelle 12.3-3 zusammengefasst. Durch die skizzierte Wiedervernässung würden Emissionen in Höhe von 282 kt $CO_{2\text{-Äq.}}$ (5 % des extensiv genutzten Moorgrünlands) bzw. 1.129 kt $CO_{2\text{-Äq.}}$ (20 % des extensiv genutzten Moorgrünlands) vermieden.

---

[2] Datengrundlage: Geologischen Übersichtskarte Maßstab 1:200 000 , Basis-DLM 2010.

[3] Die Schätzung erfolgt auf der Grundlage der Berechnungen der Nationalen Emissionsberichterstattung (NIR) 2010 sowie der Flächenverhältnisse der landwirtschaftlichen Moornutzung auf Hoch- und Niedermooren basierend auf der Bodenkundlichen Übersichtskarte Maßstab 1 : 1.000.000 sowie des Basis-DLM 2009.

Tabelle 12.3-3: THG-Emissionen aus 5 bzw. 20 % der aktuellen Hoch- und Niedermoorstandorte unter Grünlandnutzung sowie Emissionsminderung durch die Vernässung dieser Flächen

	Treibhausgasbilanz	
	Hochmoor	**Niedermoor**
Nutzung	t $CO_{2\text{-Äq.}}$ pro Jahr	
Ist-Zustand (Annahme: extensive Grünlandnutzung)[1)]		
5 % der Moorgrünlandfläche in NI auf Hoch- bzw. Niedermoor	118.357	192.780
20 % der Moorgrünlandfläche in NI auf Hoch- bzw. Niedermoor	473.426	771.121
Szenario Wiedervernässung		
5 % der Moorgrünlandfläche in NI auf Hoch- bzw. Niedermoor	589	28.274
20 % der Moorgrünlandfläche in NI auf Hoch- bzw. Niedermoor	2.355	113.098
Gesamte THG-Einsparung durch Wiedervernässung von 5 % des Moorgrünlands:		**282.273**
Gesamte THG-Einsparung durch Wiedervernässung von 20 % des Moorgrünlands:		**1.129.094**

Annahme: Die betrachteten Grünlandflächen werden extensiv genutzt.

1) Die Auswertung der Flächen basiert auf der Geologischen Übersichtskarte Maßstab 1:200.000 und dem Basis-DLM 2010.

Abbildbarkeit in der Emissionsberichterstattung

Derzeit können wiedervernässte Moorflächen direkt im Inventar unter der Kategorie „Feuchtgebiete“ abgebildet werden. Eine Voraussetzung für eine Anrechnung ist die flächenmäßige Erfassung der wiedervernässten Flächen.

Technische Umsetzbarkeit

Bereits degradierte Hochmoorflächen zu renaturieren, stellt sich aus Sicht des Wassermanagements als relativ unproblematisch dar. Möglich ist der Anstau durch das Verschließen von Entwässerungsgräben und Einbau von Stauen. Erfahrungen hierzu gibt es z. B. im Großen Torfmoor in Nordrhein-Westfalen oder auch in niedersächsischen Renaturierungsprojekten. Auch auf Niedermoorstandorten ist durch gezieltes Wassermanagement eine Anhebung des Grundwasserstandes möglich, allerdings ist dies auch von dem Zustand der vorhandenen Regeleinrichtungen und den Höhenunterschieden von stark degradierten Mooren abhängig.

Innovationen müssen hingegen für die Nutzung von wiedervernässten landwirtschaftlich genutzten Moorstandorten geschaffen werden, um den Erhalt der landwirtschaftlichen Produktion bestmöglich zu sichern, aber auch einen Beitrag zum Moorschutz zu leisten. Alternative Nutzungsmöglichkeiten der nassen Moorstandorte sind zu etablieren und zusätzliche Marktnischen zu erschließen. Die Extensivierung und Wiedervernässung von Moorflächen erfordert alternative überbetriebliche Nutzungskonzepte der Regionen, aber auch attraktive Bewirtschaftungsmöglichkeiten, die Moor- und Klimaschutz mit ökonomischer Wertschöpfung verbinden. Dies gilt insbesondere in Regionen, in der die Flexibilität

der Landwirte in Richtung extensiverer Landnutzung stark eingeschränkt ist, beispielsweise durch die hohe Kapitalbindung der Milchviehwirtschaft, und durch Flächenknappheit kaum Ausweichmöglichkeiten für die Produktion gegeben sind. Es müssen zonale Konzepte innerhalb der Renaturierungsgebiete individuell entwickelt werden, um Nutzungskonflikten gerecht zu werden. Ziel ist die Ausbildung eines Mosaiks aus verschiedenen Nutzungsmöglichkeiten und Zonen ohne Nutzung. Mögliche Innovationen zu alternativen Moornutzungen können sein:

- Eine moorschonende extensive Grünlandnutzung (auch Weidenutzung) mit abgestimmten arten- und lebensraumspezifischen Bewirtschaftungsformen, um insbesondere bei hydrologischen Fragestellungen naturschutzfachliche Ziele mit Zielen des Klimaschutzes abzustimmen.
- Systeme zur Biomasseverwertung des Aufwuchses auf wiedervernässten Moorflächen, d. h. Verwertung von „Paludikulturen“ (nachwachsender Rohstoffe auf Schilf-, Torfmoos- oder Holzbasis), zur energetischen Nutzung in Biogasanlagen oder in Feuerungsanlagen (Blockheizkraftwerk, Nahwärmeversorgung), auch mit vorheriger Veredlung der Biomasse zu Briketts oder Pellets.
- Entwicklung von Marktnischen (z. B. Streubörse im Allgäu)
- Investitionsförderung für angepasste Landtechnik oder auch Spezialtechnik (insbesondere für die Beerntung von Paludikulturen) für die Bewirtschaftung nasser Moorstandorte.

Von zentraler Bedeutung ist die Entwicklung von regionalen Konzepten, um die Lasten der Umnutzung auf viele Flächeneigentümer bzw. Flächenbewirtschafter zu verteilen und Wiedervernässungsprojekte auch großräumig anlegen zu können. Als Umsetzungsinstrument kann der Flurtausch oder auch ein Flurbereinigungsverfahren dienen.

Ein weiterer Ansatz kann der Erwerb von sogenannten „MoorFutures“, d. h. Zerfikate für CO_2-Einsparungen, durch Unternehmen und Privatpersonen sein, wenn Unternehmen über den Kauf ihre Emissionen senken oder kompensieren wollen. Genutzt werden die Einnahmen direkt und ausschließlich zur Finanzierung von Wiedervernässungsmaßnahmen (Pilotprojekt Mecklenburg-Vorpommern).

Um den Erfolg der Wiedervernässungsprojekte für den Klimaschutz zu quantifizieren, sind Monitoringkonzepte der Wasserpegelstände in den Moorgebieten zu entwickeln.

Einzelbetriebliche Kosten

Im Rahmen des vom BMBF geförderten Forschungsprojektes „Klimaschutz – Moornutzungsstrategien“ (2006-2010) wurden in nordwestdeutschen, nordostdeutschen und bayerischen Moorgebieten detaillierte Betriebs- und Expertenbefragungen durchgeführt. Auf Grundlage dieser Daten wurden Deckungsbeiträge der Moorflächen unter landwirtschaftlicher Nutzung und der Naturschutzflächen berechnet. Weiterhin wurden Kosten für das Wassermanagement und zum Teil Kosten für die die Vernässungsmaßnahme erforderli-

chen infrastrukturellen Maßnahmen (Straßenbau, Erwerb von Hofstellen) ermittelt. Die Berechnungen ergaben, dass die Treibhausgasvermeidungskosten am geringsten sind wenn,

„(1) extensive, kaum oder nicht landwirtschaftlich genutzte Flächen vernässt werden; in diesem Fall sind die Treibhausgaseinsparungen pro Hektar zwar teilweise gering, den Einsparungen stehen dann aber auch nur verhältnismäßig geringe Opportunitätskosten-gegenüber, oder

(2) intensiv landwirtschaftlich genutzte Flächen vollständig bis zum naturnahen Zustand unter Nutzungsaufgabe vernässt werden; in diesem Fall kann den teilweise sehr hohen Opportunitätskosten eine sehr hohe Treibhausgaseinsparung pro Hektar gegenüber stehen“ (DRÖSLER et al., 2011).

Die Treibhausgasminderungskosten liegen hier bei 15 bis 135 €/t CO_2. In die Kalkulation einbezogen wurden eine Maßnahmendauer von 20 Jahren, durchschnittliche regionale Flächenwerte bzw. Pachtpreise sowie, wenn möglich, Kosten für bzw. der Nutzen aus einem geänderten Wassermanagement. Die THG-Minderungskosten von 15 €/t CO_2 entsprechen dem aktuellen Stand des CO_2-Preises im Emissionshandel (z. B. Leipziger Strombörse ca. 16 €/t CO_2, Stand: 23.03.2011). Bei anderen Renaturierungssituationen können deutlich höhere CO_2-Minderungskosten entstehen, insbesondere bei hohen Opportunitätskosten für die Landwirtschaft und geringeren CO_2-Einsparungen.

In aktuellen Berechnungen im Rahmen des BfN-Projekts „Beitrag von Moorschutz und -revitalisierungsmaßnahmen zum Klimaschutz am Beispiel von Naturschutzgroßprojekten“ wurden für bereits wiedervernässte Moorgebiete in Deutschland jährliche Kosten für die erzielten Emissionseinsparungen von 40 bis 110 €/t $CO_{2\text{-Äq.}}$ ermittelt (DRÖSLER et al., 2012). Werden diese Vermeidungskosten den Kosten für alternative, landnutzungsorientierte Einsparungsmaßnahmen gegenübergestellt, zeigt sich, dass Biomassestrategien im Transportsektor deutlich höhere Vermeidungskosten von 150 und 470 €/t $CO_{2\text{-Äq.}}$ verursachen (z. B. Rapsmethylester, Biomasse to Liquid [BTL], Biodiesel, Ethanol, Biogas (WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT AGRARPOLITIK, 2007). Damit liegen Vermeidungskosten von Moorschutzmaßnahmen in einem konkurrenzfähigen Kostenbereich.

Auch RÖDER und GRÜTZMACHER (2012) zeigen, dass sich die THG-Vermeidungskosten für die Wiedervernässung von Acker und Grünlandmoorstandorten in einem Korridor zwischen 20 bis 70 € bewegen und die Vermeidungskosten für Acker meist etwas geringer sind als für Grünland. Dies ist einerseits auf die höhere THG-Vermeidung bei Wiedervernässung von Ackerland zurückzuführen, zum anderen auf die hohen Deckungsbeiträge der Milchviehhaltung auf Moorgrünland. Die Abschätzung der Vermeidungskosten berücksichtigt Opportunitätskosten für landwirtschaftliche Betriebe, entsprechend der Standarddeckungsbeiträge der verschiedenen landwirtschaftlichen Aktivitäten (wie Einkommensausfall), jedoch nicht Bau-, Planungs- und Transaktionskosten der Vernässung. Die Hochrechnung der Vermeidungskosten auf eine deutschlandweite Vernässung und Nut-

zungsaufgabe von Mooren deutet daraufhin, dass mit 44 % der Gesamtvermeidungskosten in Deutschland bei 34 % der landwirtschaftlich genutzten Moorflächen in Niedersachsen/Bremen eine Vernässung von niedersächsischen Mooren am teuersten wäre.

Fazit

Die landwirtschaftliche Produktion auf entwässerten Moorböden ist stark klimabelastend, da die Torfmineralisation hohe CO_2-Emissionen verursacht. Der Schutz von Moorböden kann nur durch die nahezu vollständige Vernässung des Torfkörpers erreicht werden. Bei einer Wiedervernässung von landwirtschaftlich genutzten Niedermoor- und Hochmoorstandorten und Etablierung eines naturnahen Zustands der Moorflächen ergibt sich eine Emissionsminderung von bis zu 30 t $CO_{2\text{-Äq}}$/ha und Jahr. Um erhöhte CH_4-Emissionen auf überstauten Niedermoorstandorten zu vermeiden, ist ein gezieltes Wassermanagement nötig, das lange Phasen des Wasserüberstaus vermeidet. Alternative Bewirtschaftungsmöglichkeiten der Moorflächen sind zu entwickeln, da eine herkömmliche landwirtschaftliche Nutzung als Grünland oder Ackerland nicht mehr möglich ist. Die THG-Minderungskosten für Wiedervernässungsmaßnahmen wurden in einer Größenordnung von 15 bis 135 €/t CO_2 ermittelt.

12.4 Extensivierung der Nutzung von Mooren

Maßnahmenbeschreibung

In Niedersachsen zählt die landwirtschaftliche Nutzung entwässerter Moore zu den wichtigsten Treibhausgasquellen (vgl. Kap. 2). Der entscheidende Faktor für die Höhe der Treibhausgasemissionen ist der mittlere Wasserstand. Durch Anhebung des Wasserstandes können die Mineralisation des Torfkörpers und CO_2-Emissionen aus der Moornutzung verringert werden. Durch die Umwandlung von Acker zu Grünland sowie die Grünlandextensivierung in Kombination mit einer Anhebung des Wasserstandes kann ein deutlicher Klimaschutzeffekt erzielt werden. Hierdurch wird nicht nur die CO_2-Emission, sondern auch die Stickstofffreisetzung im Zuge der Torfmineralisation verringert, die die Höhe direkter und indirekter N_2O-Emissionen beeinflusst. Auch ein saisonales Anheben des Wasserspiegels im Winterhalbjahr in Kombination mit der Etablierung von Zeitfenstern mit für die Bewirtschaftung ausreichend niedrigen Wasserständen im Frühjahr und Herbst ermöglicht eine Reduzierung der CO_2-Emissionen.

Wirkung auf Treibhausgasemissionen

THG-Minderungspotenzial

Minderung der CO_2-Emissionen

Voraussetzung für die intensive Nutzung von Moorflächen ist die Entwässerung bzw. Dränage von Moorböden, da andernfalls die Befahr- und/oder Beweidbarkeit nicht gegeben ist. Aus diesem Grund wurden nach SAUERBREY und ZEITZ (1999) in Deutschland ca. 90 % der Moore entwässert. Für eine intensive Nutzung erfolgte in der Regel eine Absenkung des Wasserspiegels auf mindestens 60 cm unter Flur (SUCCOW und JOOSTEN, 2001). Die Entwässerung bewirkt, dass der belüftete Teil der Torfschicht zersetzt und mineralisiert wird.

Der Aschegehalt und die Lagerungsdichte der entwässerten Torfschicht nehmen zu, was eine Moorsetzung, irreversible Moorschrumpfung und Substanzverdichtung zur Folge hat. Die Höhe der Torfmineralisation und CO_2-Emission bzw. die Höhe der gesamten Treibhausgasemissionen hängt von den Bodeneigenschaften, dem Grundwasserstand und der Bodenbewirtschaftung ab (BERGLUND und BERGLUND, 2011; MALJANEN et al., 2003a, 2003b; MARTIKAINEN et al., 1993; REGINA et al., 1998). HÖPER (2002) weist darauf hin, dass die Beziehung zwischen dem Wasserstand und der CO_2-Emission keinem linearen Zusammenhang folgt. Schon bei geringer Entwässerung steigt die CO_2-Freisetzung meist überproportional stark an und kann bei sommerlichen, niedrigen Grundwasserständen weiterhin zunehmen. Mehrere Studien weisen darauf hin, dass bei intensiver Entwässerung und einer Entwässerungstiefe von ca. 90 cm die höchsten CO_2-Emissionen beobachtet werden (MUNDEL, 1976; RENGER et al., 2002; WESSOLEK et al., 2002). Auch HÖPER (2002) kommt in seiner Zusammenstellung von Ergebnissen auf deutschen Niedermoorstandorten zu dem Schluss, dass in den Sommermonaten bei Grundwasserständen von 80 bis 120 cm die höchste Torfmineralisation erreicht wird. Grund für die hohe CO_2-Freisetzung sind nicht nur die sehr niedrigen Grundwasserstände, sondern auch die erhöhten Bodentemperaturen, die den Abbau des Bodenkohlenstoffs begünstigen. Die aktuellsten Untersuchungen auf deutschen Moorstandorten zeigen ebenfalls, dass die CO_2-Emissionen mit der Entwässerungstiefe ansteigen (DRÖSLER et al., 2011). Ab einer Dränagetiefe von unter 60 bis 80 cm nimmt dieser Effekt jedoch stark ab. Der Eutrophiegrad und die Länge der Vegetationsperiode spielen für die Torfmineralisation nach der Entwässerung ebenfalls eine wichtige Rolle. Meso- bis eutrophe Niedermoortorfe werden aufgrund ihres hohen Nährstoffgehalts und engen C/N-Verhältnisses besonders schnell zersetzt. Lange Vegetationsphasen und hohe Temperaturen erhöhen die Torfmineralisation. Der Schlüsselfaktor für die C-Freisetzung ist jedoch letztlich die Höhe des Wasserstandes (MALJANEN et al., 2010).

Eine grobe Bewertung, wie hoch die jährliche CO_2-Emission aus entwässerten organischen Böden sein kann, geben die IPCC-Richtlinien (2006) auf Grundlage von international ausgewerteten Studien an. Hierbei müssen die unterschiedlichen Definitionen für or-

ganische Böden berücksichtigt werden (vgl. Kapitel „Schutz und Vernässung von Mooren“). Eine Differenzierung zwischen Hoch- und Niedermooren wird nicht vorgenommen. IPCC (2006) unterscheidet zwischen den Emissionen aus drainierten organischen Grünlandböden sowie der dränierten organischen Ackerböden. Für dränierte Grünlandböden, die in der temperaten Klimazone liegen, werden jährlich Emissionen von 2,5 t CO_2-C/ha und Jahr angegeben. Die Schätzung für die Emissionen aus kultivierten, organischen Ackerböden liegt bei 10 t CO_2-C/ha und Jahr.

In der deutschen Emissionsberichterstattung wird derzeit von mittleren CO_2-Emissionen durch die Nutzung drainierter organischer Böden von 11 t CO_2-C/ha und Jahr für Ackerböden und 5 t CO_2-C/ha und Jahr für Grünlandböden ausgegangen. Es wird ebenfalls nicht zwischen Emissionen aus Niedermoor- und Hochmoorstandorten unterschieden. Mehrere Studien belegen CO_2-C Emission aus drainiertem Moorgrünland in Höhe von 2 bis 8 t CO_2-C/ha und Jahr (AUGUSTIN, 2001; MEYER, 1999; MUNDEL, 1976). HÖPER (2007) geht von Verlusten auf Grünlandstandorten von 4,6 bis 16,5 t CO_2-C/ha und Jahr aus, wobei Moore unter Ackerland mit 10,6 bis 16,5 t C/ha und Jahr bewertet werden. HÖPER (2007) analysierte Emissionen aus entwässerten Niedermooren auf Basis einer Auswertung mehrerer Studien z. B. (HÖPER, 2002; KASIMIR-KLEMEDTSSON et al., 1997; MEYER, 1999; MUNDEL, 1976). Für Niedermoorstandorte unter Grünlandnutzung ermittelte er in guter Übereinstimmung mit der nationalen Emissionsberichterstattung eine mittlere CO_2-C Emission von 4,6 t CO_2-C/ha und Jahr, für Ackernutzung betrug die mittlere Emission 11,2 t CO_2-C/ha und Jahr. Die aktuellen Ergebnisse von DRÖSLER et al. (2011) zeigen, dass die Emissionsangaben in Abhängigkeit des Wasserstandes differenziert werden sollten (Tabelle 12.4-1).

Für die landwirtschaftliche Nutzung von Hochmoorflächen folgerte HÖPER (2007) auf der Grundlage mehrerer Studien, dass infolge Grünlandnutzung auf Hochmooren rund 3,9 t CO_2-C/ha und Jahr und auf Ackerflächen 4,4 t CO_2-C/ha frei werden können. BYRNE et al.(2004) bestätigten die Höhe der C-Verluste auf Hochmoorackerflächen, setzen allerdings für Flächen, die als Grünland genutzt werden geringere Emissionen von 2,3 t CO_2-C/ha und Jahr an. Auch hier zeigen die aktuellen Ergebnisse von DRÖSLER et al. (2011), dass die Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Hochmoorflächen in Abhängigkeit des Wasserstandes differenziert werden sollten. Tabelle 12.4-1 fasst Richtwerte für Treibhausgasbilanzen deutscher Moorstandorte zusammen, differenziert nach Moortyp und Nutzung. Eine Betrachtung der Bedeutung und Veränderung der N_2O- und CH_4-Emissionen findet sich in den nachfolgenden Abschnitten.

Tabelle 12.4-1: Treibhausgasbilanzen von Moorböden in Deutschland, differenziert nach Moortyp, Nutzung und Wasserstand

	Treibhausgasbilanz		Wasserstand unter der Geländeoberfläche
	Niedermoor	Hochmoor	
Nutzung	t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha und Jahr		cm
Acker	33,8	keine Daten	-70 (-29 bis -102)
Grünland intensiv, mittlerer Standort	30,9	28,3	-49 (-39 bis -98)
Grünland extensiv, trockener Standort	22,5	20,1	-29 (-14 bis -39)
Grünland extensiv, nasser Standort	10,3	2,2	-11 (6 bis -25)
Hochmoor, trockener Standort		9,6	-18 (-9 bis -25)
Naturnah/renaturiert	3,3	0,1	-10 (-7 bis -14)

1) Die Bilanzen basieren auf ganzjährigen Messungen der CO_2-, N_2O- und CH_4-Austauschraten nach Drösler et al. (2011).

Die Tabelle zeigt, dass es im Mittel der Testgebiete auf deutschen Hoch- und Niedermoorstandorten keine deutlichen Unterschiede der Treibhausgasemissionen zwischen Acker und Grünlandnutzung gab. Die höchsten THG-Emissionen wurden auf Acker und intensiv genutzten Grünlandstandorten gemessen. Die Untersuchungen weisen auch darauf hin, dass durch eine extensive Grünlandnutzung mit einer Anhebung des mittleren Wasserstands auf mindestens 20 cm unter Flur eine deutliche Reduzierung der Treibhausgasemissionen um ca. 50 bis 75 % im Vergleich zum Intensivgrünland erreicht wurde (DRÖSLER et al., 2011). Eine Extensivierung ohne Anhebung des Wasserstandes hat nur eine geringe und sehr unsichere Klimaschutzwirkung. Es wird deutlich, dass im Sinne des Klimaschutzes eine Anhebung des mittleren Wasserstandes mindestens 20 cm unter Geländeoberfläche anzustreben ist.

Minderung der N_2O-Emissionen

Im Zuge der Torfmineralisation wird auch mineralischer Stickstoff freigesetzt, dessen Umsetzung zu direkten und indirekten N_2O-Emissionen führen kann. Diese variieren in Abhängigkeit von der Wassersättigung des Bodens, der Nutzungsform sowie des Stickstoffgehalts des Torfes. Auf entwässerten und landwirtschaftlich genutzten Mooren sind folglich sowohl die N-Mineralisation im Zuge der Torfzersetzung als auch der N-Eintrag über die Düngung wichtige Steuerfaktoren für die Entstehung von Lachgasemissionen (AUGUSTIN et al., 1998; FLESSA et al., 1998; KLOVE et al., 2010; MALJANEN et al., 2007; ROCHETTE et al., 2010; VAN BEEK et al., 2011; VELTHOF und OENEMA, 1995). DRÖSLER et al.(2011) sehen das höchste Risiko für die direkte N_2O-Freisetzung in Niedermooren bei stark schwankenden Wasserständen und einem jährlichen Grundwasserstand von 50 cm unter Flur. Für die Höhe der indirekten N_2O-Emission ist in erster Linie die Auswaschung von Stickstoffverbindungen in Grund- und Oberflächengewässer entscheidend. Die Gefahr hoher mobiler N-Überschüsse steigt mit der Entwässerungstiefe und dem N-Gehalt des Torfes stark an. In entwässerten Mooren kann sowohl die Nitrifikation als auch die Denitrifikation zur Bildung von N_2O beitragen, wobei eine Korrelation zwischen der N_2O-

Emission und der Höhe der Torfmineralisation beschrieben wurde (MALJANEN et al., 2003b; ROCHETTE et al., 2010). Besonders hohe Lachgasemissionen können bei einem engen C/N-Verhältnis des entwässerten Torfes entstehen (MALJANEN et al., 2010).

Nach den Richtlinien des IPCC (2006) wird auf organischen Böden, unabhängig davon, ob diese als Grünland oder Ackerland genutzt werden, angenommen, dass infolge der N-Mineralisation im Zuge der Torfzersetzung im Mittel 8 kg N_2O-N/ha und Jahr emittiert werden. Diese Annahme ist mit erheblichen Unsicherheiten behaftet, da die Emissionen zwischen 2 und 24 kg N_2O-N/ha und Jahr variieren können (IPCC, 2006). Unterschiedliche Moornutzung oder Moortypen werden im IPCC-Ansatz nicht differenziert. Für den nordeuropäischen Raum wurden Lachgasemissionen aus entwässerten organischen Böden in einer Höhe von 9,5 ±10,2 kg N_2O-N/ha und Jahr für Grünlandnutzung und 10,9 ±3,2 kg N_2O-N/ha und Jahr für Ackernutzung berichtet (ALM et al., 2007; MALJANEN et al., 2010). HÖPER (2007) fasste ebenfalls Ergebnisse zur N_2O-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Niedermoorstandorten zusammen. Er kam für ackerbaulich genutzte Niedermoorstandorte je nach Grundwasserstand, Düngung und Kulturart auf Emissionen zwischen 5,4 und 11,1 kg N_2O-N/ha und Jahr (FLESSA et al., 1998; MALJANEN et al., 2004; MALJANEN et al., 2003b; NYKANEN et al., 1995; REGINA et al., 2004). Für gedüngte Grünlandstandorte variierten die Emissionen zwischen 6,3 bis 16,9 kg N_2O-N/ha und Jahr sowie für ungedüngte Grünlandstandorte zwischen 5,0 bis 7,0 kg N_2O-N/ha und Jahr. Auf Hochmoorflächen werden nach DRÖSLER (2005) im Vergleich zu Niedermoorflächen deutlich geringere Lachgasemissionen gemessen.

Die Ergebnisse zur N_2O-Emission aus landwirtschaftlich genutzten Niedermoorböden zeigen, dass sowohl bei intensiver Grünlandnutzung als auch bei Ackernutzung hohe N_2O-Emissionen im Zuge Torfmineralisation entstehen. Bei Überschüssen an mobilen Stickstoffverbindungen ist zudem mit umweltbelastenden N-Austrägen und erhöhten indirekten N_2O-Emissionen zu rechnen. Die Treibhauswirksamkeit entwässerter Moore wird dennoch in erster Linie durch das freigesetzte CO_2 verursacht, gefolgt von N_2O-Emissionen. Hochmoore dürften aufgrund des weiteren C/N-Verhältnisses eine geringere N-Mobilisierung und N_2O-Emission aufweisen. Hier besteht Forschungsbedarf. Wird im Zuge der Extensivierung der Wasserstand angehoben, sollte mit der Torfmineralisation auch die N-Freisetzung abnehmen und die Gefahr der N_2O-Emission geringer werden.

Veränderung der CH_4-Emission

Wenn der Wasserstand in Mooren 10 cm unter die Geländeoberfläche fällt, wird kaum noch CH_4 emittiert (CHRISTENSEN et al., 2003; DRÖSLER et al., 2011; DRÖSLER et al., 2008; LAINE und MINKKINEN, 1996; NYKANEN et al., 1998). Somit ist der Methanaustrag aus landwirtschaftlich genutzten Moorböden generell gering. Tiefgründig entwässerte Standorte können sogar zu schwachen Senken für atmosphärisches Methan werden (MALJANEN et al., 2010). Eine Extensivierung mit Anhebung des Wasserspiegels kann zu geringen CH_4-Emissionen führen, die jedoch für die Gesamtbilanz der Treibhausgasemis-

sion von geringer Bedeutung sind. Hohe Methanemissionen können bei der vollständigen Wiedervernässung besonders in Zeiten mit Überstau auftreten (vgl. Kap. 12.3).

Minderung der Treibhausgasbilanz

Die aktuellen Ergebnisse von DRÖSLER et al. (2011) zeigen, dass eine Extensivierung von ackerbaulich genutzten Mooren und Intensivgrünland auf Mooren hin zu einer extensiven Grünlandbewirtschaftung bei gleichzeitiger Anhebung des Wasserstandes zu einer Reduzierung der Emissionen um rund 24 bis 26 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha und Jahr führt (Tabelle 12.4-1). Ein ähnliches Emissionsminderungspotenzial durch Umwandlung von Acker in Grünland auf organischen Böden wird mit rund 22 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha und Jahr auch in der nationalen Emissionsberichterstattung angenommen.

Durch die Möglichkeit, auf extensiven Grünlandstandorten die Wasserstände zu erhöhen, ist diese Nutzungsform aus Sicht des Klimaschutzes im Vergleich zur Ackernutzung mit einer sehr tiefen Entwässerung zu bevorzugen. Klimaneutral werden Moore erst bei naturnahen Wasserständen (mittlerer Jahreswasserstand um 10 cm unter Geländeoberfläche). Eine winterliche Anhebung des Wasserstands in Kombination mit einer gezielten vorübergehenden Wasserstandsabsenkung für eine bessere Befahrbarkeit kann auch auf intensiv genutzten Standorten helfen, den Torfschwund und die Treibhausgasemissionen zu verringern. Eingriffe in den Wasserhaushalt von Mooren im Zuge der Extensivierung oder Teilvernässung erfordern generell die Betrachtung des gesamten Moorkörpers. Es sollten zumindest hydrologisch abgrenzbare Teilbereiche berücksichtigt werden, um entsprechend der Vornutzung und Topografie der Gebiete zu entscheiden, welche Zonen vollständig renaturierbar sind und welche aufgrund differenziert einstellbarer Wasserstände unter Verminderung der Treibhausgasemission nutzbar bleiben können. Daher sind Extensivierungs- und Renaturierungsmaßnahmen mit Maßnahmen, um das Wassermanagement flexibel zu gestalten, zu kombinieren und gegebenenfalls wasserbauliche Infrastrukturen zu prüfen.

Minderung von Treibhausgasemissionen aus Anmooren und hydromorphen Böden mit hohen Humusgehalten

Da die deutsche bodenkundliche Moordefinition deutlich engere Grenzen setzt als die internationale Definition für organische Böden, die im Rahmen der IPCC-Richtlinien vorgegeben wird (vgl. Kap. 12.3), sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass die dargestellten Zusammenhänge wahrscheinlich nicht nur für entwässerte Nieder- und Hochmoore nach deutscher Definition gelten. Diese gelten ebenfalls für alle entwässerten Moorgleye und Anmoorgleye, die nach internationaler Nomenklatur auch in die Kategorie der organischen Böden fallen würden. Die in dieser Studie dargestellte Bedeutung der entwässerten Moore für die Treibhausgasemission in Niedersachsen, die auf der deutschen Moordefinition beruht und drainierte Moorgleye sowie Anmoorgleye nicht berücksichtigt, ist folglich eine eher konservative Bewertung. Unter Berücksichtigung der Anmoore würden flächen-

haft in Niedersachsen rund 12 % mehr Moorflächen zu den derzeitig als Moor deklarierten Flächen hinzukommen, die etwa zu 70 % landwirtschaftlich genutzt werden.[4]

Neben den Mooren, Moorgleyen und Anmoorgleyen unter landwirtschaftlicher Nutzung werden weitere Mineralböden mit hydromorphen Eigenschaften und relativ hohen Gehalten an organischer Bodensubstanz drainiert, um die Bewirtschaftung zu ermöglichen oder zu erleichtern. Auch diese Böden, die in diesem Bericht nicht näher Berücksichtigung finden, können durch die Entwässerung organischen Bodenkohlenstoff verlieren und zu CO_2-Quellen werden. Eine Angabe über die Höhe der Emissionen ist aufgrund fehlender repräsentativer Ergebnisse derzeit nicht möglich.

Dauerhaftigkeit/Umkehrbarkeit

Durch Extensivierung mit Anhebung des Wasserspiegels wird die Torfzehrung deutlich verlangsamt, aber nicht vollständig unterbunden. Auch die Extensivierung führt langsam zum Verlust des Moorkörpers. Ein dauerhafter Klimaschutzeffekt wird nur bei Einstellung eines naturnahen Wasserstandes erreicht, der die herkömmliche landwirtschaftliche Nutzung ausschließt. Die Emissionsraten steigen wieder an, wenn die Anhebung des Wasserspiegels im Zuge einer Entwässerung rückgängig gemacht wird.

Potenzielle Verdrängungseffekte

Die Extensivierung der landwirtschaftlichen Produktion auf Moorflächen führt zu einer Minderung des Ertrags und damit potenziell zu einer Verlagerung der Produktion. Wichtig ist aus diesem Grund, dass ein Nutzungskonzept für den gesamten Moorkörper und die Region mit den unterschiedlichen Nutzungsinteressen des Raums erarbeitet wird, um Leakageeffekte zu minimieren. Weicht die Produktion auf Mineralböden aus, können dort Treibhausgasemissionen entstehen, die die Klimaschutzwirkung der Vernässung verringern. Im Vergleich zu den sehr hohen Treibhausgasemissionen aus entwässerten Mooren sind diese Emissionen jedoch meist viel geringer, und der Verdrängungseffekt schmälert die Klimaleistung der Wiedervernässung in der Regel nur geringfügig. Im Falle der Renaturierung von Abtorfungsflächen treten keine Verdrängungseffekte auf.

Weitere Umweltwirkungen

Die Extensivierung von Mooren mit Anhebung des Wasserspiegels ist nicht nur aus Sicht des Klimaschutzes interessant. Der Erhalt von Mooren dient auch der Regelung des Landschaftswasserhaushalts, da sie als Wasserspeicher fungieren und den Wasserabfluss beeinflussen. Die Verringerung der Torfmineralisation stützt weiterhin Ziele des Gewässer- und Grundwasserschutzes, da Nährstoffausträge aus dem Moorkörper verringert werden.

---

[4] Datengrundlage: Geologischen Übersichtskarte Maßstab 1 : 200 000, Basis-DLM 2010.

Aus naturschutzfachlicher Sicht ist im Sinne des Arten und Biotopschutzes die Extensivierung von Moorstandorten ebenfalls interessant.

Die Extensivierung hin zu extensiven Grünlandstandorten entspricht jedoch nicht zwingend einem durchweg positiven Effekt auf Flora und Fauna, da die Standorte infolge der Entwässerung stark degradiert worden sind. Um auf Moorstandorten moortypische Lebensraumgemeinschaften aufzubauen, müssen immer auch Wiedervernässungsmaßnahmen (vgl. Maßnahme „Wiedervernässung von Mooren“) durchgeführt werden (PFADENHAUER und HEINZ, 2005). Die grundsätzlich positive Wirkung der extensiven Grünlandnutzung auf Mooren zielt auf die steigende Strukturdiversität im Aufwuchs sowie die Abnahme des Trophiegrades und somit mögliches Einwandern von selteneren Arten auf lange Sicht ab.

Potenzial zur THG-Emissionsminderung in Niedersachsen

Regionale Bedeutung (Ist-Zustand) und mögliche Emissionsminderung

Derzeit werden 13.503 kt $CO_{2Äq.}$ aus landwirtschaftlich genutzten Mooren in Niedersachsen emittiert (UBA, 2011) (vgl. Kap. 2), wobei rund 58 % hiervon auf die landwirtschaftliche Nutzung von Hochmooren sowie 42 % auf die Nutzung von Niedermooren entfallen.[5]

Die Extensivierung und Wiedervernässung von Moorgebieten erfordert ein Bündel an verschiedenen Maßnahmen, die an die standörtlichen Bedingungen sowie die Machbarkeit einer Vernässung verknüpft sind und mit Nutzungsansprüchen von lokalen Akteuren abgestimmt werden müssen. Beispielhaft wird das Treibhausgasminderungspotenzial durch die Extensivierung mit gleichzeitiger Anhebung des Wasserstandes bis hin zur vollständigen Renaturierung eines Moorgebietes an zwei Modellstudien aufgezeigt. Für das „Ahlenmoor“ und das Moorgebiet in der „Dümmer“-Region wird ein alternatives Nutzungsmodell aufgestellt und die Veränderung der Treibhausgasbilanz anhand der Emissionen, die in Tabelle 12.4-1 für unterschiedliche Nutzungsformen gelistet sind, berechnet. Die folgenden Ergebnisse basieren auf Untersuchungen von DRÖSLER et al. (2011) und auf Flächenauswertungen von HÖPER (unveröffentlicht). Ähnliche Überlegungen bzw. Berechnungen wurden in DRÖSLER et al. (unveröffentlicht) durchgeführt.

[5] Die Schätzung erfolgt auf der Grundlage der Berechnungen der Nationalen Emissionsberichterstattung (NIR) 2010 sowie der Flächenverhältnisse der landwirtschaftlichen Moornutzung auf Hoch- und Niedermooren basierend auf der Bodenkundlichen Übersichtskarte Maßstab 1 : 1.000.000 sowie des Basis-DLM 2009.

Die Hochmoorflächen des Ahlenmoors sind durch die Dominanz von Intensivgrünlandflächen geprägt. Die derzeitige Nutzung des Ahlenmoors sowie den Ist-Zustand der Treibhausgasemission zeigt Tabelle 12.4-2.

Tabelle 12.4-2: Aktuelle landwirtschaftliche Nutzung der Hochmoorflächen des Ahlenmoors sowie die daraus resultierenden Treibhausgasemissionen

	Fläche	**Flächenanteil**	**Treibhausgas-emissionen**
Nutzung	ha	%	kt $CO_{2\text{-Äq.}}$/Jahr
Acker (Sanddeckkultur)	51	1	
Grünland, intensiv	1.895	49	54
Grünland extensiv, trockener Standort	313	8	6
Grünland extensiv, nasser Standort	142	4	<1
Hochmoor, trockener Standort	308	8	3
Naturnah/renaturiert	194	5	<0,01
An/Überstau	626	16	5
Keine Angaben	320	8	-
Summe	**3.849**	**100**	**68**

Quelle: Basierend auf den Ergebnissen der Studie von Drösler et al. (2011).

Etwa 32 % der Gesamtfläche von etwa 3.849 ha sind bereits im Besitz der öffentlichen Hand und könnten ohne Restriktionen durch die Eigentumsverhältnisse extensiviert bzw. wiedervernässt werden. Im Szenario 1 wird davon ausgegangen, dass alle Flächen, die keine oder nur eine geringe landwirtschaftliche Wertschöpfung aufweisen, renaturiert werden (bzw. der Wasserstand überstauter Fläche im Sinne des Klimaschutzes neu eingestellt wird). Daraus ergeben sich die in Tabelle 12.4-3 zusammengefassten Nutzungsänderungen und Emissionsminderungen.

Bei Renaturierung von überstauten Flächen, sehr trockenem Extensivgrünland oder kaum noch genutzten Hochmoorstandorten ist eine Minderung der Treibhausgasemission um 14 kt $CO_{2\text{-Aq.}}$/Jahr möglich, dies entspricht etwa 20 % im Vergleich zur derzeitigen Emission des Moorgebietes (Szenario 1, Tabelle 12.4-3).

Tabelle 12.4-3: Szenario 1: Potenzial der Treibhausgasminderung im Modellgebiet Ahlenmoor bei Vernässung von Flächen, die kaum noch genutzt werden bzw. degradiert sind.
Szenario 2: Zusätzlich wird intensiv genutztes Grünland wiedervernässt

Nutzung, vorher	**Nutzung, nachher**	**Betroffene Fläche**	**Emissionsminderung**	
		ha	t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha und Jahr	kt $CO_{2\text{-Äq.}}$/Jahr
Szenario 1: Optimierung der vernässten bzw. degradierten Bereiche bzw. Extensivgrünland				
An/Überstau	Naturnah/renaturiert	626	8	5
Hochmoor - ungenutzt, trockener Standort	Naturnah/renaturiert	308	10	3
Grünland extensiv, trockener Standort	Grünland extensiv, nasser Standort	313	18	6
Zwischensumme		1.247		14
Szenario 2: Renaturierung intensiv landwirtschaftlich genutzter Flächen				
Grünland, intensiv	Naturnah/renaturiert	1.895	28	53
Summe insgesamt		**3.142**		**67**

Die Wiedervernässung des Intensivgrünlandes (Szenario 2) mit einem Flächenanteil von knapp 50 % würde eine zusätzliche Einsparung von 78 % der derzeitigen Emissionen erreichen.

Das zweite Fallbeispiel, das überwiegend durch Niedermoor geprägte „Dümmer“-Gebiet, ist gekennzeichnet durch Grünlandflächen, die mit mittlerer Intensität bewirtschaftet werden, gefolgt von einem relativ hohem Anteil an Ackerland. Die derzeitige Nutzung der Flächen sowie den Ist-Zustand der Treibhausgasemissionen zeigt Tabelle 12.4-4.

Tabelle 12.4-4: Aktuelle landwirtschaftliche Nutzung der Niedermoore der Dümmer-Region sowie die daraus resultierenden Treibhausgasemissionen

	Fläche	**Flächenanteil**	**Treibhausgas-emissionen**
Nutzung	ha	%	kt $CO_{2\text{-Äq.}}$/Jahr
Acker (Sanddeckkultur)	1.796	31	61
Grünland, intensiv	2.560	44	79
Grünland extensiv, trockener Standort	142	2	3
Grünland extensiv, nasser Standort	585	10	6
Hochmoor, trockener Standort	15	<1	<1
Naturnah/renaturiert	102	2	<1
An/Überstau	80	1	2
Keine Angaben	580	10	0
Summe	**5.860**	**100**	**152**

Quelle: Basierend auf den Ergebnissen der Studie von Drösler et al. (2011).

Etwa 14 % der Gesamtfläche ließen sich auch hier ohne starke Eingriffe in die intensive landwirtschaftliche Produktion unter Berücksichtigung von naturschutzfachlichen Gesichtspunkten, speziell des Vogelschutzes, wiedervernässen und damit 6 % der derzeitigen Emissionen einsparen (Szenario 1, Tabelle 12.4-5).

Tabelle 12.4-5: Szenario 1: Potenzial der Treibhausgasminderung im Modellgebiet Dümmer bei Optimierung des Extensivgrünlandes durch Anhebung des Wasserstandes sowie Optimierung der Flächen, die bereits degradiert sind. Szenario 2: Zusätzlich wird Acker in extensives feuchtes Grünland umgewandelt und intensiv genutztes Grünland wird wiedervernässt

Nutzung, vorher	Nutzung, nachher	Betroffene Fläche	Emissionsminderung	
		ha	t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha und Jahr	kt $CO_{2\text{-Äq.}}$/Jahr
Szenario 1. Optimierung des Extensivgrünlands				
Grünland extensiv, nasser Standort	Naturnah/renaturiert	585	7	4
Grünland extensiv, trockener Standort	Naturnah/renaturiert	142	19	3
An/Überstau	Naturnah/renaturiert	80	25	2
Hochmoor - ungenutzt, trockener Standort	Naturnah/renaturiert	15	10	<1
Zwischensumme		822		9
Szenario 2: Renaturierung intensiv landwirtschaftlich genutzter Flächen				
Acker	Grünland extensiv, nasser Standort	1.796	24	42
Grünland, intensiv	Naturnah/renaturiert	2.560	28	71
Zwischensumme		4.356		113
Summe insgesamt		**5.178**		**122**

Die Renaturierung von intensiv genutzten Grünland- und Ackerflächen hätte eine deutlich höhere Einsparung von 74 % der Treibhausgasemissionen zur Folge (Szenario 2, Tabelle 12.4-5). Die Umwandlung der Nutzung würde allerdings auch 74 % der Gesamtfläche betreffen, was wiederum mit deutlichen agrarstrukturellen Veränderungen verbunden wäre, deren Folgen derzeit noch nicht abschätzbar sind.

Abbildbarkeit in der Emissionsberichterstattung

Minderungen der Treibhausgasemission aus landwirtschaftlich genutzten Mooren durch eine Anhebung des Wasserspiegels bei Beibehaltung der gleichen Nutzungsform können derzeit nicht in der nationalen Emissionsberichterstattung abgebildet werden. Es wird an der Implementierung des Wasserstandes als entscheidende Steuergröße der Treibhausgasemission aus entwässerten Mooren gearbeitet. Die Extensivierung von Ackernutzung hin zur Grünlandnutzung kann bereits abgebildet werden.

Fazit

Eine Extensivierung von ackerbaulich genutzten Mooren und Intensivgrünland auf Mooren hin zu einer extensiven Grünlandbewirtschaftung bei gleichzeitiger Anhebung des Wasserstandes führt zu einer Reduzierung der Emissionen um rund 24 bis 26 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha und Jahr. Als moorreiches Bundesland mit zum Teil intensiver landwirtschaftlicher Nutzung der Moorflächen zeigt sich in Niedersachsen daher ein großes Potenzial, Emissionen aus diesem Bereich zu reduzieren. Da auch die Extensivierung zum langsamen Verlust des Moorkörpers führt, ist allerdings nur die Etablierung eines naturnahen Zustandes der Moorflächen (mittlerer Jahreswasserstand um 10 cm unter Geländeoberfläche) ein nachhaltiger Klimaschutzbeitrag, der die herkömmliche landwirtschaftliche Nutzung ausschließt.

12.5 Reduzierung der Torfverwendung

Maßnahmenbeschreibung

Durch die Verwendung von Torferden werden Treibhausgasemissionen aus der Vorbereitung der Flächen zur Abtorfung, der Abtorfung selbst, indem der gewonnene Torf zeitverzögert zu CO_2 mineralisiert wird, sowie durch die nachfolgende Nutzung der abgetorften Fläche frei. Des Weiteren müssen CO_2-Emissionen berücksichtigt werden, die durch den maschinellen Einsatz zur Abtorfung entstehen. Eine Reduktion der Torfverwendung im Garten-, Landschafts- und Erwerbsgarten- sowie im Hobbygartenbau kann einen Beitrag zum Klimaschutz leisten. Eine veränderten Stoffstromlenkung organischer Stoffe und die Erforschung neuer Ersatzstoffe sind dabei zwingend erforderlich.

Torfgewinnung in Deutschland und Torfimporte

In Deutschland wird auf ca. 26.900 ha, d. h. 8,4 % der Hochmoore (HÖPER, 2007) Torf gewonnen. Die Bundesvereinigung der Torf- und Humuswirtschaft (BTH) hält diese Flächenangaben für überhöht; exakte Angaben zur aktuellen Abbaufläche sind jedoch bisher nicht vorhanden.

Im Durchschnitt der Jahre 2002 bis 2009 betrug die Menge des gewonnenen Hochmoortorfes etwa 8,19 Mio. m³ (Berechnung vTI, basierend auf Daten DESTATIS Schriftreihe, Fachserie 4, Reihe 3.1., Jahrgang 2002–2009). In Niedersachsen, das über die größten Hochmoorflächen in Deutschland verfügt, werden mit ca. 6,5 Mio. m³ Torf etwa 80 % der in Deutschland abgebauten Menge gewonnen (IVG, 2011).[6] Vereinzelt findet sich die Torfindustrie auch in Schleswig-Holstein und ehemals in Nordrhein-Westfalen, Baden-

[6] IVG-Präsentation „Torf im Gartenbau“, Stand: 20.5.2011.

Württemberg und Bayern. Im Vergleich zu den skandinavischen und baltischen Ländern betreffen die Torfabbaugebiete in Deutschland einen hohen Anteil an der einheimischen Hochmoorfläche. Etwa 14 % der Hochmoorfläche in Niedersachsen sind von Abtorfung betroffen, ca. die Hälfte davon ist bereits renaturiert[7] (HÖPER, 2011).

Laut BTH findet Torfabbau in Deutschland heute nur noch auf landwirtschaftlich vorgenutzten, d. h. langjährig entwässerten, Flächen statt. Die Flächen werden nach dem Abbau renaturiert. Aufgrund der hohen Bedeutung des Torfabbaus in Niedersachsen widmet sich das Niedersächsische Moorschutzprogramm (Teil I, 1981, und Teil II, 1986) sehr stark der Renaturierung abgetorfter Flächen, für die mindestens 50 cm starke Resttorfschichten[8] zurückbleiben müssen. Klimaschutzaspekte werden in der jetzigen Fassung des Moorschutzkonzeptes dabei jedoch nicht ausdrücklich berücksichtigt. Hier besteht Nachbesserungsbedarf.

Moorschutz in Niedersachsen

Die Ziele des Moorschutzprogramms in Niedersachsen sind hauptsächlich:

Ca. 50.000 ha nicht abgetorfte und ca. 31.000 ha nach der Abtorfung renaturierte Hochmoorflächen sowie 148 Kleinsthochmoore als Naturschutzgebiete zu sichern.

Für den Stand der Umsetzung des Moorschutzprogramms wurden zum Stichtag 31.12.2005 die folgenden Daten ermittelt:

Das Ziel, 81.000 ha nicht abgetorftes und nach der Abtorfung renaturiertes Hochmoor als Naturschutzgebiete auszuweisen, wurde zu rund 50 % erreicht. Vollständig kann dieses Ziel erst nach Abschluss des genehmigten industriellen Torfabbaus, der teilweise bis 2050 reicht, umgesetzt werden.

Für rund 28.000 ha Hochmoor wurden Abtorfungsgenehmigungen erteilt. Bis Ende 2005 wurde auf rund 11.000 ha (ca. 40 %) davon die Renaturierung eingeleitet. Bis zum maximalem Abbauende um 2050 werden rund 23.000 ha (ca. 83 %) renaturiert sein. Dagegen waren noch Ende der siebziger Jahre nur 6 % für die Hochmoorregeneration vorgesehen. Über 70 % der Torfabbauflächen sollten landwirtschaftlich genutzt werden und damit auch der Gewinnung von neuem Ackerland dienen.

Neben den im Landes-Raumordnungsprogramm (LROP) ausgewiesenen Flächen findet Torfabbau auf weiteren Flächen statt, die durch die Landkreise genehmigt werden.

Zurzeit sind in Niedersachsen im Rahmen der Aktualisierung des Landes-Raumordnungsprogramms neue Flächen zur Torfgewinnung in der Diskussion. Kritiker dieser Ausweitung bemängeln, dass eine Vielzahl dieser Flächen innerhalb von Trinkwassergewinnungsgebieten oder in Landschaftsschutzgebieten liegt oder an bereits renaturierten, für den Natur- und Artenschutz besonders wertvolle Flächen, angrenzt, die häufig Teil des Niedersächsischen Moorschutzprogramms sind, sodass durch die nun geplanten

[7] 45.000 ha naturschutzwürdige, naturnahe Hochmoore in NSG; 11.000 ha renaturierte Hochmoore nach Abtorfung; 12.000 ha zukünftig nach Abtorfung zu renaturierende Hochmoore; 100.000 ha Hochmoorgrünland unterschiedlicher Nutzungsintensität (HÖPER, 2011).

[8] Siehe auch FALKENBERG (2008).

neuen Abtorfungen die positive Entwicklung dieser Gebiete für den Natur-, Arten-, Trinkwasser- und Klimaschutz gefährdet ist.[9]

Da in den meisten Ländern West- und Mitteleuropas die Weißtorfressourcen schwinden, verlagert sich der Torfabbau zunehmend in die Baltischen Staaten, Skandinavien und Kanada. Der wirtschaftliche Druck auf die dort noch existierenden wachsenden Hochmoore nimmt damit zu (JOOSTEN, 2007). Die Einfuhren von Hochmoortorf nach Deutschland liegen zwischen 2 bis 3 Mio. m^3 pro Jahr (FALKENBERG, 2008). Die zum Abbau zugelassenen Torfreserven in Deutschland werden in 20 bis 30 Jahren weitestgehend erschöpft sein (EdDE, 2007).

Verwendung von Torf in Blumenerden und Kultursubtraten

Deutschland ist europaweit der größte Verbraucher von Torf und Hersteller von Kultursubstraten für den Erwerbsgartenbau. Nach Berechnungen des IVG stehen für die Herstellung von 9,5 Mio. m^3 Blumenerden und Kultursubstraten knapp 1 Mio. m^3 alternative Stoffe zur Verfügung. Von diesen Substraten werden etwa 55 % im Erwerbsgartenbau[10], 35 % im Hobbygartenbau und 10 % im Garten- und Landschaftsbau, zur Dachbegrünung usw. verwendet.

Die eingesetzten Rohstoffe setzen sich zusammen aus:

- 93,7 % Torf
- 3,5 % Kompost
- 1,6 % anderen organischen Stoffen (z. B. Rinde, Holz- und Kokosfasern)
- 0,9 % mineralischen Stoffen (Perlite, Ton, Sand, etc.)

Blumenerden für den Hobbygartenbau bestehen aus durchschnittlich 77 % Torf und 15 % Grüngutkompost. In Substraten für den Erwerbsgartenbau liegt der Torfanteil mit 93 % Torf deutlich höher, lediglich 1,5 % basieren auf Grüngutkompost (EU-weit liegen die Anteile von Torf mit 69 bzw. 86 % etwas niedriger). Im Garten- und Landschaftsbau spielt Torf nur noch eine geringe Rolle (Welsch/IVG, mündliche Mitteilung).

Ziele zur Verringerung des Torfabbaus

Torf muss in überschaubaren Zeiträumen als nicht nachwachsender Rohstoff betrachtet werden. Durch Abbau sowohl für Verbrennung als auch zur Nutzung als Substrat im Gartenbau wird der gebundene Kohlenstoff freigesetzt. Vor diesem Hintergrund ist nicht nur die energetische Verwertung von Torf abzulehnen, sondern es sollte auch eine sparsame

---

[9] NABU, 2010 (http://niedersachsen.nabu.de/themen/rohstoffabbau/13153.html).

[10] 95 % im deutschen und europäischen Erwerbsgartenbau, der übrige Anteil wird außerhalb Europas weltweit vermarktet (BTH).

Verwendung sowie ein langfristig möglichst weitgehender Ersatz von Torf im stofflichen Bereich durch andere geeignete Substrate angestrebt werden.

Die **deutsche Bundesregierung** hat sich das Ziel gesetzt, den Torfabbau in Deutschland ab 2015 signifikant zu reduzieren. Bisher beschränkt sich zusätzliches Handeln allerdings auf das Beobachten der Entwicklung in diesem Bereich. Zusätzliche Restriktionen für den Torfabbau oder ökonomische Anreize für die Nutzung von Torfersatzstoffen im Gartenbau sind bisher nicht geplant.[11] Laut einem gemeinsamen Positionspapier der Länderfachbehörden von Brandenburg, Bayern, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen und Schleswig-Holstein[12] soll eine kontinuierliche Reduzierung des flächigen Torfabbaus und die Erforschung und Einführung von Ersatzstoffen und vollständiger Austausch des „fossilen Torfes“ durch regenerative Substitute bis 2025 (für Niedersachsen soll eine Frist bis Ende der laufenden Abbaugenehmigungen gelten) angestrebt werden.

England plant, konsequent gegen den Torfverbrauch im Gartenbau vorzugehen. In der Soil Strategy 2009 und im Climate Change Plan 2010 wurde ein „Peat Framework for Action“ in Aussicht gestellt. Im Hinblick auf die Verringerung von THG-Emissionen aus Moorböden werden eine Abnahme der gartenbaulichen Verwendung von Torf und die Restaurierung von Moorflächen in der Soil Strategy als wichtige Punkte aufgeführt. Das Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra) veröffentlichte im Dezember 2010 eine Konsultation mit Vorschlägen zur Reduzierung des Torfverbrauchs (DEFRA, 2010), die durch das Natural Environment White Paper[13] 2011 bekräftigt wurden. Demnach soll bis zum Jahr 2020 kein Torf mehr im Hobbygartenbau (der in England für 70 % des Torfverbrauchs im Gartenbau verantwortlich ist) verwendet werden. Laut Untersuchungen von DEFRA (2010) sollen bis zu diesem Zeitpunkt genügend Ersatzstoffe zur Verfügung stehen (basierend auf Holz, Kokosfasern und Abfallstoffen) und verbleibende technische Probleme gelöst werden können. Bis spätestens zum Jahr 2030 soll auch der Erwerbsgartenbau vollständig auf Torf verzichten, hierfür soll eine durch die Industrie geleitete Gruppe Möglichkeit erarbeiten und Hindernisse für einen Umstieg auf torffreie Medien identifizieren. Bereits bis 2015 soll der öffentliche Sektor in seiner Vorbildfunktion auf die Verwendung von Torf verzichten. 30 % des gesamten Substratmarktes sind bereits torffrei.

Der **Schweizer Bundesrat** prüft ein Verbot der Einfuhr und Verwendung von Torf, da die strengen Moorschutzstandards in der Schweiz nicht in Einklang zu bringen sind mit Moorzerstörung in den baltischen Staaten, aus denen ein Großteil des in die Schweiz im-

---

[11] Aus: Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Undine Kurth (Quedlinburg), Nicole Maisch, Cornelia Behm, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN – Drucksache 17/2076 – (30.6.2010).

[12] http://www.schleswig-holstein.de/cae/servlet/contentblob/1032034/publicationFile/Positionspapier.pdf

[13] http://www.official-documents.gov.uk/document/cm80/8082/8082.pdf

portierten Torfs stammt.[14] Ein Torfabbau in der Schweiz ist bereits seit 1987 nicht mehr möglich. Torffreie Blumenerden sind bei allen wichtigen Großverteilern im Angebot.

Torfersatzstoffe

Hochmoortorf eignet sich wegen diverser Eigenschaften als Substratrohstoff: Neben der sehr hohen Wasserspeicherfähigkeit und einer ausreichend hohen Luftkapazität bei Wassersättigung ist er gekennzeichnet durch einen niedrigen pH-Wert und einen geringen Nährstoffgehalt. Der gewünschte pH-Wert und der Nährstoffgehalt können so je nach Bedarf eingestellt werden. Torf ist frei von Krankheitserregern, Unkräutern oder Schädlingen. Er ist zudem in weitgehend gleichbleibenden Qualitäten verfügbar. Für eine Verbesserung von Freilandböden ist Torf jedoch weniger geeignet, da er nur wenig zur Verbesserung der Bodenstruktur beiträgt

Mögliche weitere Ausgangs- und Beimischungsstoffe für gärtnerische Substrate sind organische Stoffe wie Grüngutkomposte, Rindenhumus, Holzfasern, Kokosmark, -fasern oder -chips, Reisspelzen und mineralische Stoffe wie Perlite, Ton und Tonminerale, Vulkangestein sowie Mineral- und Steinwolle. Mengenmäßig relevante Stoffe sind dabei Komposte, Rindenhumus, Holzfasern und Kokosfasern. Torfreduzierte und torffreie Substrate können die gewünschten Eigenschaften an Substrate grundsätzlich erfüllen. Hierzu gibt es eine Vielzahl an Versuchen (vgl. z. B. H&K aktuell 3/2011 (ANONYM, 2011)). Da die Ausgangsstoffe aber in ihren Eigenschaften eine höhere Schwankungsbreite (z. B. bezüglich das Salz- und Nährstoffgehaltes) aufweisen als torfbasierte Produkte, ist die Rohstoffqualität von hoher Bedeutung. Bei der Eignung von Kokosfasern müssen Umweltaspekte und der weite Transportweg mit berücksichtigt werden (MEINKEN, 2010). BOISCH (2010) schätzt, dass bisher erst rund 10 % des Substitutionspotenzials von Torf ausgenutzt werden, und hält insbesondere im Hobbygartenbau 40 bis 50 % des Torfs durch Produkte wie Komposte, aber auch Rindenhumus und Holzfasern ersetzbar.

In der Schweiz werden schon seit einiger Zeit Chinaschilfanteile (gefasert oder gehäckselt) als Torfersatz verwendet. Fertige Torfersatzprodukte enthalten z. B. 60 % Chinaschilf, 30 % Holzfasern und 10 % Kompost und werden organisch aufgedüngt. Eine Alternative zur Torfgewinnung könnte die Kultivierung von Torfmoosen (Sphagnum-farming) sein, da Torfmoos-Frischmasse die gleichen positiven physikalischen und chemischen Eigenschaften wie Weißtorf aufweist. Im Frühjahr 2011 startete ein dreijähriger Freilandversuch zur Kultivierung von Torfmoosen als eine Art von Paludikultur im niedersächsischen Hankhauser Moor, gefördert von BMELV über die FNR.[15] Die Versuche zeigen bisher, dass Sphagnum-farming technisch machbar ist. Mit der Verwendung von

---

[14] http://www.parlament.ch/d/suche/seiten/geschaefte.aspx?gesch_id=20103106

[15] http://www.nachwachsenderohstoffe.de/presseservice/pressemitteilungen/aktuelle-mitteilungen/aktuelle-nachricht/?tx_ttnews%5Byear%5D=2011&tx_ttnews%5Bmonth%5D=01&tx_ttnews%5Bday%5D=19&tx_ttnews%5Btt_news%5D=3115&cHash=7de6472d6c7cbe76e30e2a1f82c426f3

frischem, kultivierten Torfmoosmaterial im Gegensatz zu fossilen Torfen würde die Torfindustrie weitgehend klimaneutral werden (JOOSTEN, 2007).

Zunehmend spielt die Verfügbarkeit der bisher verwendeten Ersatzsubstrate eine Rolle. Rinden und Ausgangsstoffe für Komposte (insbesondere die holzigen Anteile) werden in steigendem Maß einer thermischen Verwertung zugeführt. Auch zur Herstellung von Holzfasern geeignetes Holz ist immer weniger verfügbar. Krautige Grünabfälle eigenen sich zur Verwertung in Biogasanlagen. In beiden Fällen wird die Stromerzeugung durch das EEG gefördert, was einen hohen Anreiz zur energetischen Verwertung darstellt. Für die stoffliche Verwertung bestehen keine entsprechenden Anreize.

Während bei Rinden und Holzfasern die direkte Konkurrenz zur thermischen Verwertung sehr hoch ist, besteht nach Auffassung der Entsorgergemeinschaft der Deutschen Entsorgungswirtschaft e. V. (EdDE) im Kompostbereich durchaus Potenzial zur Ausweitung der Verwendung als Torfersatz (EdDE, 2007). Mehr als die Hälfte der erzeugten zertifizierten Komposte wird bisher in der Landwirtschaft eingesetzt (allerdings spielt die landwirtschaftliche Verwertung von Grüngutkomposten eine geringere Rolle als im Fall von Bioabfallkomposten). Diese Komposte könnten zum Teil auch im Gartenbau verwendet werden. Schätzungen über das verfügbare Mengenpotenzial an Grüngutkomposten reichen von 1,5 bis längerfristig über 3 Mio. m^3/Jahr (EdDE, 2007). Zusätzlich ließen sich die Erfassungsrate weiter erhöhen und wäre auch ein Teil der Bioabfallkomposte als Torfersatz nutzbar. EdDE (2007) entwirft ein auf optimalen Ressourcenschutz abgestimmtes Szenario, das neben der energetischen Nutzung von Teilen des Grüngutabfalls und aus Landschaftspflegeschnitt eine Torfersatzrate im Gartenbau von 25 bis 35 % (bereits mit Abzug der landwirtschaftlich verwerteten Kompostmenge) durch Kompost erzielt. Eine bewusste Stoffstromlenkung, die zwischen stofflicher und energetischer Nutzung von Biomasse abwägt und entsprechende Steuerungsinstrumente sind jedoch Voraussetzung für Erhöhungen in dieser Größenordnung.

THG-Minderungspotenzial

Laut UBA (2010) betrug die CO_2-Freisetzung in Deutschland durch Abbau und Nutzung von Torf im Jahr 2008 1,9 Mio. t CO_2. Treibhausgasemissionen entstehen aus der Vorbereitung der Flächen zur Abtorfung, der Abtorfung selbst, indem der gewonnene Torf zeitverzögert zu CO_2 mineralisiert wird, sowie durch die nachfolgende Nutzung der abgetorften Fläche. Des Weiteren müssen CO_2-Emissionen berücksichtigt werden, die durch den maschinellen Einsatz zur Abtorfung entstehen.

Nach IPCC (2006) werden bei der Verwendung von Torferden basierend auf Auswertungen des US GEOLOGICAL SURVEY (2004) im Mittel 0,07 t C/m³ (0,26 t CO_2/m³) frei. Es wird angenommen, dass die Torferden eine durchschnittliche Trockenrohdichte, einen typischen Feuchtegehalt von 35 bis 55 % und einen typischen Kohlenstoffgehalt aufweisen. Andere Torferden können höhere bzw. geringere C-Verluste in Form von CO_2 bei der Verwendung

zeigen. Auch Torfersatzsubstrate sind nicht frei von Treibhausgasemissionen. Die CO_2-Freisetzung im Zuge der Mineralisation der organischen Ersatzstoffe ist jedoch im Gegensatz zum Torfeinsatz klimaneutral, da es sich um nachwachsende Biomasse handelt. Allerdings können im Zuge der Herstellung, des Transports, der Verarbeitung und Ausbringung Emissionen auftreten, die die Klimaschutzwirkung der Substitution von Torf durch Ersatzstoffe schmälern können.

SPRINGER (2010) untersuchte Energiebilanzen und THG-Emissionen der Kompostierung und stellt die klimarelevanten Substitutionseffekte des Einsatzes von Kompost im Vergleich zu Torf heraus. Dem Energieverbrauch aus Sammlung, Kompostierung, Transport und Anwendung wurden Energiegutschriften aus der Substitution von Düngemitteln, der Torfsubstitution und der Strohsubstitution als Humusersatz gegenübergestellt. Hochgerechnet auf die verwendeten RAL-gütegesicherten Komposte (ca. 3 Mio t) ergibt sich hierbei insgesamt eine THG-Einsparung von 600.000 t $CO_{2Äq.}$ und eine Primärenergieeinsparung von 300.000 MJ/Jahr durch Anrechnung entsprechender Energiegutschriften durch die Kompostanwendung. Auch EDDE (2007) zeigen, dass sowohl durch die stoffliche Verwertung plus Torfersatz als auch durch die energetische Verwertung von Grünabfall hohe CO_2-Mengen eingespart werden können.

Eine weitere Quantifizierung der Emissionen aus dem Einsatz von Torfersatzsubstraten spielt im Rahmen dieser Studie keine Rolle.

Dauerhaftigkeit/Umkehrbarkeit

Ein dauerhafter Klimaschutzeffekt kann dann erreicht werden, wenn die C-Akkumulation der Moorstandorte gefördert wird und Moore somit wieder als C-Senken fungieren können. Dies ist durch eine Minimierung des weiteren Abbaus von C-Vorräten durch die Abtorfung und Verwendung von Torferden mit gleichzeitiger Anhebung des Wasserstandes gegeben. Umkehrbar ist dieser Effekt, sobald die Moorflächen wieder entwässert und abgetorft werden.

Potenzielle Verdrängungseffekte

Verdrängungseffekte durch die Reduzierung der Torfverwendung sind nicht gegeben. Wenn als Torfersatzsubstraten recycelte Materialien, wie z. B. Grünkompost oder Baumrinden, genutzt werden, ist ebenfalls nicht mit Verdrängungseffekten zu rechnen.

Weitere Umweltwirkungen

Weitere positive Umwelt- und Naturschutzwirkungen des Erhalts von Mooren wurden bereits in dem Kap. 12.3 beschrieben, auf die an dieser Stelle verwiesen wird.

Potenzial zur THG-Emissionsminderung in Niedersachsen

Bei langfristiger Reduzierung der Torfverwendung im Erwerbsgartenbau sowie Garten- und Landschaftsbau um 50 % und einem kompletten Wegfall der Torfnutzung im Hobbygartenbau durch andere Substrate können deutschlandweit etwa 1.394.117 t CO_2-Emissionen eingespart werden (eigene Berechnungen auf Grundlage von IPCC, 2006; Daten des IVG, 2011). Davon würden mindestens 21.303 t CO_2 in Niedersachsen eingespart werden.[16] Der Einsatz von Torfersatzsubstraten, der für dieses Szenario deutlich ausgeweitet wird und auch die Entwicklung „neuer" Torfersatzstoffe mit einbeziehen muss, verursacht ebenfalls Emissionen, die hier nicht beziffert wurden. Im Hobbygartenbereich ist jedoch auch ein teilweiser ersatzloser Verzicht auf Torf möglich. Tabellen 12.5-1 und 12.5-2 zeigen eine Zusammenstellung der angenommenen Szenarien.

Tabelle 12.5-1: Torfverwendung in Deutschland auf der Grundlage der Daten des IVG (2011) und die daraus resultierenden CO_2-Emissionen sowie Einsparung der THG-Emissionen bei Reduzierung des Torfverbrauches entsprechend der angenommenen Szenarien

Torfverwendung in Deutschland	**Torfmenge** m³	**CO_2-Emissionen** t CO_2
Ist-Zustand		
Garten und Landschaftsbau	883.500	226.765
Erwerbsgartenbau	4.859.250	1.247.208
Hobbygartenbau	2.560.250	657.131
Szenario		
1. Reduktion des derzeitigen Torfverbrauchs im Garten und Landschaftsbau um die Hälfte	441.750	113.383
2. Reduktion des derzeitigen Torfverbrauchs im Erwerbsgartenbau um die Hälfte	2.429.625	623.604
3. Vollständige Reduktion des derzeitigen Torfverbrauchs im Hobbygartenbau	0	657.131
THG-Einsparung in t CO_2		**1.394.117**

Quelle: Datengrundlage des IVG (2011), eigne Berechnungen nach IPCC (2006).

[16] Diese Abschätzung stellt eine Aufteilung des gesamtdeutschen Potenzials dar und beruht auf den Indikatoren Bevölkerungsanzahl für den Hobbygartenbau, Betriebsanzahl für den Garten- und Landschaftsbau sowie Fläche von Baumschul-, Blumen- und Zierpflanzenbetrieben für den Erwerbsgartenbau (Datenquelle: STATISTISCHES BUNDESAMT, 2006). Besondere Unsicherheit besteht dabei bei der Zuordnung auf den Erwerbsgartenbau mittels Flächennutzung, da hier der Anteil an Containern mit Torfnutzung und Moorbeetanbau deutlich zwischen den Bundesländern variieren kann und in Niedersachsen grundsätzlich von einem höheren Anteil, z. B. aufgrund von Moorbeetanbau, und damit von einem höheren Reduktionspotenzial ausgegangen werden muss.

Tabelle 12.5-2: Anteilige Einsparung der THG-Emissionen in Niedersachsen mit entsprechenden Annahmen über die Verwendung der Torferden in den verschiedenen Gartenbaubereichen

Anteilige THG-Einsparung in Niedersachsen	**t CO_2**
1. Reduktion des derzeitigen Torfverbrauchs im Garten und Landschaftsbau um die Hälfte[1)]	20.771
2. Reduktion des derzeitigen Torfverbrauchs im Erwerbsgartenbau um die Hälfte[2)]	128.563
3. Vollständige Reduktion des derzeitigen Torfverbrauchs im Hobbygartenbau[3)]	63.693
THG-Einsparung in t CO_2	**21.303**

1) 18 % der Garten u. Landschaftsbaubetriebe in Deutschland liegen in Niedersachsen.
2) 20 % der Blumen/Zierpflanzenbau- und Baumschulfläche in Deutschland wird in Niedersachsen genutzt.
3) 9 % der Bevölkerung in Deutschland lebt in Niedersachsen. Angenommen wird, dass auch anteilig 9 % der Torfmenge, die im Hobbygartenbau genutzt wird, in Niedersachsen verbraucht wird.

Quelle: Statistisches Bundesamt (2006), Statistische Ämter der Länder und des Bundes (2011).

Abbildbarkeit in der Emissionsberichterstattung

In der derzeitigen deutschen Emissionsberichterstattung wird angenommen, dass die abgetorfte Torfmenge auch die Menge ist, die in Deutschland verwendet wird und somit Emissionen verursacht. Eine Reduzierung dieser Menge schlägt sich demnach in der Emissionsberichterstattung nieder und kann damit abgebildet werden. Allerdings werden Importe von Torferden derzeit nicht berücksichtigt.

Fazit

Eine Reduzierung der Torfverwendung trägt zur Minderung von Treibhausgasemissionen bei. Um verschiedene Torfersatzsubstrate zu etablieren, müssen verschiedene Substrate aus Sicht des Klimaschutzes und für die gartenbauliche Nutzung untersucht bzw. evaluiert werden sowie Stoffströme so gelenkt werden, dass eine Bedarfsdeckung mit Torfersatzsubstraten weitestgehend gegeben ist.

12.6 Aufforstung von landwirtschaftlichen Flächen

Maßnahmenbeschreibung

Durch Aufforstung von bisher landwirtschaftlich genutzten Flächen kann Kohlenstoff vor allem in der aufwachsenden Biomasse akkumuliert und dadurch CO_2-C gebunden werden. Die Höhe der zusätzlichen CO_2-C-Festlegung wird von Standortfaktoren, der Art der Aufforstung, ihrem Alter sowie ihrer Bewirtschaftung beeinflusst. Um Leakage-Effekte zu vermeiden, die den Klimaschutzeffekt schmälern, ist unter Berücksichtigung der ökologi-

schen Wertigkeit der Flächen und somit den Auswirkungen auf den Arten- und Biotopschutz die Aufforstung von Grenzertragsstandorten zu bevorzugen.

Wirkung auf Treibhausgasemissionen

THG-Minderungspotenzial

Wird eine Fläche, die zuvor als Grünland oder Acker genutzt wurde, aufgeforstet, erhöht sich als Folge des deutlich verlängerten forstlichen Erntezyklus der Vorrat an organischem Kohlenstoff in der pflanzlichen Biomasse. Auch die Vorräte an organischem Kohlenstoff in der Humusauflage und im Boden können ansteigen.

In Wäldern und Aufforstungen wird Kohlenstoff im Wesentlichen in drei Bereichen gespeichert. Diese sind nach IPCC (2003) die lebende Biomasse (wie oberirdische Biomasse z. B. Stamm, Rinde, Laub und unterirdische Biomasse d. h. alle lebenden Wurzeln), die tote oberirdische organische Substanz (Totholz, organische Substanz der Humusauflage) sowie die organische Substanz im Mineralboden (organischer Bodenkohlenstoff). Den größten Teil der zusätzlichen C-Bindung durch Aufforstungen stellt der Biomassezuwachs (PAUL et al., 2009). Der Biomassezuwachs wird von zahlreichen Faktoren beeinflusst. Zu den wichtigsten zählen klimatische und bodenkundliche Standorteigenschaften, die Baumart oder Baumartenmischung, das Baumalter sowie die Bewirtschaftung der Aufforstung.

Der mittlere C-Vorrat liegt in der gemäßigten Zone für die lebende oberirdische Dendromasse (holzartige Biomasse) der Nadelbäume bei geschätzt 149 t C/ha und in der unterirdischen Dendromasse bei 46 t C/ha. Bei Laubwäldern belaufen sich diese Werte auf oberirdisch ca. 109 t C/ha und unterirdisch schätzungsweise 26 t C/ha (Literatur in WÖRDEHOFF et al., 2011). Eine umfangreiche Literaturauswertung über den jährlichen Biomassezuwachs sowie die daraus resultierende CO_2-C-Bindung in Aufforstungen findet sich bei PAUL et al. (2009). Für Wälder der temperaten Klimazone variiert die jährliche C-Festlegungsrate in der lebenden Biomasse zwischen 0,4 und 8,6 t C/ha (ebd.). Nach den Richtlinien des IPCC (IPCC, 2003; IPCC, 2006) werden im Mittel die in Tabelle 12.6-1 gelisteten C-Bindungsraten und CO_2-Minderungspotenziale der Aufforstung angenommen.

Tabelle 12.6-1: IPCC-Richtwerte für die jährliche C-Speicherung in der Biomasse durch Aufforstung und daraus resultierende CO_2-Minderung

	Alter	**Oberirdische Biomasse**	**Ober- und unterirdische Biomasse**	**C-Speicherung in der ober- und unterirdischen Biomasse**	**Jährliche CO_2-Minderung**
Waldtyp	Jahre	t/ha und Jahr (Trockengewicht)	t/ha und Jahr (Trockengewicht)	t C/ha und Jahr[1)]	t CO_2/ha und Jahr
Nadelwald	<20	3 (0,5-6,0)	4	2	8
Nadelwald	>20	3 (0,5-6,0)	4	2	7
Laubwald	<20	4 (0,5-8,0)	6	3	10
Laubwald	>20	4 (0,5-7,5)	5	2	9

Werte in Klammern geben minimalen und maximalen Wert an.

1) Annahme: Der Kohlenstoffgehalt trockener Biomasse beträgt 50 %.

Quelle: IPCC (2003), IPCC (2006).

Nicht nur die lebende Baumbiomasse sondern auch die natürliche Bodenvegetation beinhalten C-Vorräte. Allerdings ist die Spanne hierfür sehr groß (PAUL et al., 2009). BURSCHEL et al. (1993) schlugen für Deutschland einen Durchschnittswert von 1 t C / ha in der Bodenvegetation vor. Auf jungen Aufforstungsflächen ist jedoch schwer abschätzbar, wie viel Kohlenstoff in der durch günstige Lichtverhältnisse geförderten Bodenvegetation (Gras, Beikräuter, später auch schattentolerante Sträucher) gespeichert wird. Zudem hängt dies stark von menschlichen Eingriffen ab.

Werden Acker- oder Grünlandflächen aufgeforstet, kann es auch zu Vorratsänderungen des organischen Kohlenstoffs in Böden und in der Humusauflage kommen. Die neueste Metastudie, die Vorratsänderungen des organischen Kohlenstoffs in Mineralböden nach Aufforstung von Acker- und Grünlandflächen unter gemäßigten Klimabedingungen zusammenfassend bewertet, kommt zu dem Schluss, dass die Aufforstung von Grünland den organischen Bodenkohlenstoffvorrat nicht erhöht (POEPLAU et al., 2011). Es zeigte sich sogar eine geringe Abnahme. Im Gegensatz zum Grünland, erhöht sich der Bodenkohlenstoffvorrat bei Aufforstung von Ackerflächen. GUO und GIFFORD (2002) sowie LAGANIERE et al. (2010) geben in ihren Metaanalysen Spannen für die Zunahme des Bodenkohlenstoffvorrats von 25 bis 53 % an, die abhängig von der Klimazone sind. Für die temperate Klimazone wird nach ca. 20 Jahren eine Anreicherung von 16,0 ±7,4 % erreicht (POEPLAU et al., 2011). In der nationalen Emissionsberichterstattung wird derzeit für die Aufforstung von Grünland keine Bodenkohlenstoffvorratsänderung angenommen. Eine Aufforstung von Ackerflächen mit einjährigen Ackerkulturen kann den Bodenkohlenstoffvorrat um rund 16 % (innerhalb von 20 Jahren) erhöhen (UBA, 2010).

Auch die Ausbildung einer organischen Auflage auf dem Mineralboden kann zur CO_2-C-Bindung im Zuge der Aufforstung beitragen. Die organischen Kohlenstoffvorräte in der Auflage sind sehr variabel (2 bis 100 t C/ha; WBGU, 1998) und stark beeinflusst durch

Bodeneigenschaften, Streuqualität und Klimaparametern. In Tabelle 12.6-2 sind die Richtwerte des IPCC (2003) für die C-Speicherung in organischen Auflagen von Waldböden gelistet. Die mittlere jährliche C-Bindung variiert im gemäßigten Klimabereich zwischen 0,3 und 0,7 t C / ha und Jahr. In der aktuellen Studie von POEPLAU et al. (2011) wurden ähnliche Werte berichtet (0,38 ±0,04 t C/ha und Jahr.)

Tabelle 12.6-2: Richtwerte des IPCC (2003) für die Anreicherung von organischem Kohlenstoff in der organischen Auflage von Waldböden. Die C-Anreicherung bezieht sich hauptsächlich auf bewirtschaftete Wälder und Wiederbewaldung auf vegetationsfreiem Boden über 20 Jahre

	C-Vorrat in der organischen Auflage in Altbeständen		**Länge der Anreicherungsphase bis zum neuen Gleichgewicht**		**C-Nettoakkumulation in der organischen Auflage über die Länge der Anreicherungsphase**		**C-Nettoakkumulation in der organischen Auflage in einem standardisierten Zeitraum von 20 Jahren**	
	t C/ha		in Jahren		t C/ha und Jahr		t C/ha und Jahr	
Waldtyp	Laubwald	Nadelwald	Laubwald	Nadelwald	Laubwald	Nadelwald	Laubwald	Nadelwald
Klimazone								
Kalt gemäßigt, trocken	28,0 (23-33)	27,0 (17-42)	50	80	0,6	0,4	1,4	1,4
Kalt gemäßigt, feucht	16,0 (5-31)	26,0 (10-48)	50	50	0,3	0,5	0,8	1,3
Warm, gemäßigt, trocken	28,2 (23,4-33,0)	20,3 (17,3-21,1)	75	75	0,4	0,3	1,4	1
Warm, gemäßigt, feucht	13,0 (2-31)	22,0 (6-42)	50	30	0,3	0,7	0,6	1,1

Quelle: IPCC (2003).

In der nationalen Berichterstattung (UBA, 2011) werden durchschnittlich 0,47 t C/ha und Jahr als zusätzliche jährliche Kohlenstoffanreicherung durch Streuschichtbildung auf Waldböden angesetzt.

Die CO_2-C-Senkenfunktion von Böden und organischen Auflagen ist zeitlich begrenzt, da sich nach mehreren Jahrzehnten ein neues Gleichgewicht des C-Vorrats einstellt.

Für die Gesamtbilanz der zusätzlichen C-Speicherung durch Aufforstung landwirtschaftlich genutzter Flächen in der gemäßigten Klimazone weist IPCC (2000) einen Bereich von 1,5 bis 4,5 t C/ha und Jahr aus. MORRIS et al. (2007) geben für die C-Speicherung im Ökosystem durch Aufforstung von Ackerflächen mit Laub- und Nadelholz ähnliche Werte in den ersten 50 Jahren von rund 2,4 sowie 2,5 t C/ha und Jahr an.

Unter Berücksichtigung der derzeitigen nationalen Emissionsberichterstattung in Deutschland (UBA, 2010) und nationalen Daten aus der Bundeswaldinventur wird in Tabelle 12.6-3 das CO_2-C-Bindungspotenzial der Aufforstung von Grünland bzw. Acker zusammenfassend bewertet. Es wird deutlich, dass der Klimaschutzeffekt primär durch die aufwachsende Baumbiomasse verursacht wird. Die möglichen Zunahmen der C-Bindung im

Boden und der organischen Auflage sind deutlich geringer und auch mit größeren Unsicherheiten behaftet.

Tabelle 12.6-3: Zusätzliche Bindung von CO_2-C durch die Aufforstung von Acker- bzw. Grünland nach 20 Jahren

	Kohlenstoffbindung durch Aufforstung von	
	Acker	**Grünland**
Bereich der C-Bindung	t CO_2-C/ha	
Lebende Biomasse[1)]	83	83
Streuschichtbildung	9,4	9,4
Bodenkohlenstoffanreicherung[2)]	9,6	-

1) Annahme: Jährlichem Zuwachs der lebenden Biomasse 4,15 t C/ha und Jahr ohne Berücksichtigung der vorherigen Biomasse auf der Fläche.

2) Erhöhung des Bodenkohlenstoffvorrats bei Aufforstung von Acker zu Forst um 16 % unter der Annahme des mittleren C-Vorrates Acker 60 t C/ha (UBA, 2010).

Dauerhaftigkeit/Umkehrbarkeit

Die CO_2-C-Senkenwirkung von Aufforstungsmaßnahmen ist zeitlich begrenzt, da sich in dem etablierten Waldökosystem ein neues Niveau der organischen Kohlenstoffvorräte einstellen wird. Eine anhaltende Klimaschutzwirkung kann im Zuge der nachhaltigen Nutzung von Holz erreicht werden.

Sobald die aufgeforstete Fläche wieder abgeholzt und umgebrochen wird, wird die Klimaschutzwirkung durch die C-Vorratszunahme aufgehoben.

Potenzielle Verdrängungseffekte

Eine Aufforstung landwirtschaftlicher Nutzfläche führt zu einem Verlust landwirtschaftlicher Erträge und kann daher zu Produktionsverlagerungen und zu indirekten Landnutzungsänderungen führen. Aus diesem Grund sollten für die Aufforstung von landwirtschaftlichen Flächen besonders Grenzertragsstandorte in Betracht gezogen werden. Als mögliche Aufforstungsflächen können ebenso Braunkohletagebauflächen, urbane und suburbane Brachen und auch ehemalige Militärflächen in Betracht gezogen werden. Eine Aufforstung von hochproduktiven landwirtschaftlichen Flächen ist hier nicht Bestandteil der Maßnahme.

Weitere Umweltwirkungen

Der Beitrag für den Artenschutz durch Aufforstung hängt davon ab, welche ökologische Wertigkeit die Fläche vor der Aufforstungsmaßnahme hatte. Werden wertvolle Offenlandarten beeinflusst und Grenzertragsstandorte mit hohem ökologischem Wert aufgeforstet,

kann dies negative Auswirkungen auf den Arten- und Biotopschutz haben. Für den Hochwasser- und Grundwasserschutz ist durch den verminderten Oberflächenabfluss ein positiver Beitrag zu erwarten. Auch die Erosionsgefahr in Hanglagen sinkt. Unmittelbar nach der Umwandlung besteht bei vorheriger intensiver Düngung die Gefahr der Nitratauswaschung, langfristig ist jedoch mit geringeren Nitratfrachten zu rechnen.

Abbildbarkeit in der Emissionsberichterstattung

Durch ein mögliches Flächenmonitoring sind Flächen, die aufgeforstet wurden, gut zu quantifizieren. Im Rahmen der nationalen Berichterstattung werden bereits Kohlenstoffvorratsänderungen durch Aufforstung von Flächen berücksichtigt und können auf Emissionsminderungsziele angerechnet werden.

Fazit

Die Aufforstung von Acker und Grünlandflächen trägt durch die Bindung von CO_2-C zum Klimaschutz bei. Die wichtigste C-Senke sind die aufwachsenden Bäume. Durch die Aufforstung landwirtschaftlicher Flächen gehen landwirtschaftliche Erträge verloren. Hierdurch kann es zu einer Verlagerung der landwirtschaftlichen Produktion und damit auch der Emissionen kommen. Aufforstungsmaßnahmen sind deshalb besonders auf Grenzertragsstandorten als Klimaschutzmaßnahme geeignet.

13 Energetische Biomasseerzeugung

Als energetische Biomassenutzung wird die Energieerzeugung aus organischer Substanz bezeichnet. In Deutschland können als Rohstoff grundsätzlich alle Arten organischer Reststoffe (z. B. Gülle, Mist, organische Haushaltsabfälle, Stroh, Straßenbegleitgrün) und pflanzliche Aufwüchse, sog. Energiepflanzen (z. B. Holz, Raps, Mais, Getreide), eingesetzt werden. Die wichtigsten organischen Rohstoffe zur energetischen Biomassenutzung sind in Deutschland derzeit Holz, Raps, Mais, Getreide, Zuckerrüben und Gülle. Biomasse kann zur Strom-, Wärme- und Kraftstofferzeugung eingesetzt werden. Dabei lassen sich eine Vielzahl unterschiedlicher Energieerzeugungs- und Konversionspfade unterscheiden, die jedoch in dieser Studie nicht alle dargestellt werden können.

Die wichtigsten Energieerzeugungspfade sind zurzeit:

1. Die Energie aus der Verbrennung von Holz (z. B. Scheitholz, Pellets, Hackschnitzel) wird zur Wärmeerzeugung genutzt.
2. Aus Rapsöl wird durch Umesterung Rapsölmethylester (RME), sog. Biodiesel, produziert. Mit diesem kann zum einen fossiler Diesel substituiert oder zum anderen Strom und Wärme produziert werden.
3. In der Biogaserzeugung aus Energiepflanzen (v. a. Mais), Gülle und gelegentlich auch organischen Reststoffen wird ein dem Erdgas ähnliches Gas mit hohem Methananteil (Biogas) erzeugt und vor allem zur gekoppelten Strom- und Wärmeproduktion (KWK – Kraft-Wärme-Kopplung) eingesetzt. Das aufbereitete Rohgas kann in das Erdgasnetz eingespeist oder als Kraftstoff für Erdgasfahrzeuge eingesetzt werden.
4. In der Ethanolproduktion werden zucker- oder stärkehaltige Feldfrüchte (in Europa v. a. Zuckerrüben und Getreide) zu Ethanol vergoren. Dieser Alkohol wird z. B. Benzin beigemischt und als Kraftstoff genutzt.

In der öffentlichen und wissenschaftlichen Debatte werden die Potenziale und Risiken der energetischen Nutzung von Biomasse vor dem Hintergrund einer Vielzahl unterschiedlicher Motivationen diskutiert. Dazu gehören die Reduzierung der Abhängigkeit von Öl- und Gasimporten, die Sicherung einer stabilen Energieversorgung, die Stärkung der ländlichen Räume oder die Förderung eines wachsenden Industriesektors mit großen Exportchancen. Derzeit wird die Diskussion aber vor allem durch die Potenziale der Bioenergie zur Reduzierung der Treibhausgasemissionen geprägt.

Dabei wird die energetische Nutzung von Biomasse allgemein als klimaneutral bezeichnet, da das durch die Verbrennung von Biomasse (sei es als Holz, Biogas oder Pflanzenöl) emittierte Kohlendioxid während des Pflanzenwachstums der Luft entzogen wurde. Allerdings werden durch die Nutzung fossiler Energien, z. B. zur Herstellung von Düngemitteln, während des Anbaus und der Bereitstellung von Biomasse sowie beim Betrieb von Biomasseanlagen Treibhausgase freigesetzt. Außerdem müssen die Wirkungen auf den Humusvorrat der Böden durch den Anbau von potenziellen Energiepflanzen sowie direkte

und indirekte Landnutzungsänderungen betrachtet werden. Aus diesem Grund ist es notwendig, den potenziellen Klimaschutzbeitrag der energetischen Biomassenutzung durch eine Treibhausgasbilanz zu bestimmen, in der auch die Wirkungsgrade der gesamten Nutzungskette und die jeweiligen fossilen Referenztechnologien, die durch die energetische Biomassenutzung substituiert werden sollen, berücksichtigt werden. Die pauschale Aussage über die Klimaneutralität der energetischen Biomassenutzung stimmt daher nicht. Vielmehr kann der Beitrag der Bioenergie je nach betrachteter Energiepflanze, Anbaumethode, Biomassenutzungspfad und fossiler Referenztechnologie sehr unterschiedlich sein (SRU, 2007; WBA, 2007; WBGU, 2008).

Die Bewertung der Energie- und Treibhausgasbilanzen von Bioenergie basiert in der Regel auf Methoden der Ökobilanzierung. Die Ökobilanzmethodik ist in der Literatur ausführlich beschrieben und international in den Grundsätzen genormt (z. B. ISO-Norm-Reihe 14040 ff.). Im Rahmen der Ökobilanzierung können alle In- und Outputs entlang der Produktionskette erfasst und bilanziert werden, um z. B. bei der Bioenergie die Treibhausgasbilanz zu bestimmen. Allerdings lassen die Bilanzierungsmethoden im Rahmen der Ökobilanznorm zum einen erhebliche Interpretationsspielräume und zum anderen unterschiedliche System- und Zieldefinitionen sowie Abgrenzungen zu. Daher variieren die Ergebnisse von Ökobilanzen und damit die potenzielle Netto-$CO_{2\text{-Äq.}}$-Vermeidung von den untersuchten Bioenergienutzungspfaden in der Literatur zum Teil erheblich. Die Ergebnisse hängen von den jeweilig gesetzten Rahmenbedingungen ab und können aufgrund unterschiedlicher Zieldefinitionen oft kaum miteinander verglichen werden (KÖPPEN und REINHARDT, 2010). Für die Ökobilanzierung von Bioenergielinien können Unterschiede in den Rahmenbedingungen vor allem in folgenden Bereichen bestehen: regionaler und naturräumlicher Standort, ausgewählte Technologievarianten, berücksichtigte Substitutionseffekte und Referenzsysteme, Bewertung von Koppelprodukten, Einbezug externer Umwelteffekte wie direkte und indirekte Landnutzungsänderungen. Oft werden Emissionen, die durch Landnutzungsänderungen entstehen, in Treibhausgasbilanzen nicht oder nur teilweise erfasst, obwohl sie für die Klimaschutzleistung der betrachteten Bioenergielinie entscheidend sein können (RL 2009/28/EG; MEYER et al., 2007; WBA, 2007; WBGU, 2008; KÖPPEN und REINHARDT, 2010; IFEU, 2008).

Aufgrund der zum Teil erheblichen Unterschiede in der Klimaschutzleistung unterschiedlicher Bioenergien sollte die oberste Prämisse bei der Erzeugung von Bioenergie ein möglichst effizienter Umgang mit den vorhandenen knappen Ressourcen und die Konzentration auf die nachhaltigsten Klimaschutzstrategien sein (WBA, 2007). Anders ausgedrückt beschreibt der WBGU (2008) seine zentrale Botschaft: Bioenergie sollte nur dann genutzt werden, solange Gefährdungen der Nachhaltigkeit, insbesondere der Ernährungssicherheit sowie der Ziele von Natur- und Klimaschutz, ausgeschlossen werden können.

Der Ausbau der Bioenergie vollzieht sich in Deutschland vor allem auf Basis politischer Anreizsysteme wie dem Erneuerbaren Energiengesetz (EEG), Marktanreizprogrammen oder der direkten und indirekten Förderung von Biokraftstoffen durch Beimischungsquoten und Steu-

ervergünstigungen (WBA, 2007). Die Förderung der Bioenergie fokussiert bisher kaum auf die effizientesten Maßnahmen zur Reduktion der Treibhausgasemissionen. Sie erfolgt relativ breit und ungerichtet, obwohl sich die unterschiedlichen Bioenergielinien in ihrer Effizienz deutlich unterscheiden und sich bei einer ungesteuerten Bioenergienutzung für den Umwelt- und Klimaschutz nachteilige Bioenergielinien und Praxiskonzepte entwickeln können. Die ökologische und auch ökonomische Nachhaltigkeit vieler derzeitiger Bioenergiepfade wird sehr kontrovers diskutiert, zumal zahlreiche wissenschaftliche Studien – u.a. WBA (2007), WBGU (2008), BOHNENSCHÄFER et al. (2007), FRITSCHE et al. (2010) – zu dem Ergebnis kommen, dass viele derzeitige Formen der Bioenergieerzeugung und -nutzung mit wesentlichen politischen Nachhaltigkeitszielen nicht im Einklang stehen oder die spezifischen Treibhausgasvermeidungskosten sehr hoch sind.

Die Europäische Union reagierte darauf zumindest im Bereich flüssiger Bioenergieträger und Biotreibstoffe mit der Erneuerbare-Energien-Direktive 2009/28/EG (EU-RED), in der sie erstmalig zum einen Nachhaltigkeitskriterien, insbesondere zum Umwelt- und Naturschutz, aber auch zu sozialen Standards verabschiedete (LUDWIG, 2009). Zum anderen wurden in der Direktive, die einen Anteil der Erneuerbaren Energien am Endenergieverbrauch in der EU von 20 % bis 2020 als verbindlichen Zielwert verankert, Reduktionsziele von Treibhausgasemissionen für Biotreibstoffe und flüssige Bioenergieträger bestimmt, die mindestens 35 % betragen müssen. Ab 2017 muss die erzielte Minderung der Treibhausgasemissionen mindestens 50 % betragen. Mit der Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung (Biokraft-NachV) und der Biomassenachhaltigkeitsverordnung (BioSt-NachV) wurden die Bestimmungen der Richtlinie 2009/28/EG in deutsches Recht überführt.

Im Rahmen der EU-RED bzw. der Biokraft-NachV und BioSt-NachV wurde die Berechnungsgrundlage für das Treibhausgas-Minderungspotenzial von Biotreibstoffen und flüssigen Bioenergieträgern festgelegt. Damit erscheinen die Berechnungsgrundlagen auf den ersten Blick eindeutig geregelt. Tatsächlich bestehen aber nach wie vor große Interpretationsspielräume und Unsicherheiten. Im Folgenden werden beispielhaft zwei mit großen Unsicherheiten belegte Punkte dargestellt: zum einen die Berechnung der Emissionen beim Anbau von Energiepflanzen und zum anderen die Berücksichtigung der Emissionen durch Landnutzungsänderungen.

Bezüglich der Emissionen beim Anbau von Energiepflanzen fehlen beispielsweise Angaben, wie die Treibhausgasemissionen explizit zu berechnen sind. Die Emissionen des Energiepflanzenanbaus können aus Schätzungen von Durchschnittswerten abgeleitet werden, ohne die zum Teil hohen Unsicherheitsbandbreiten in der Praxis zu berücksichtigen (BUTTERBACH-BAHL et al., 2010). Eine solche Schätzung stellt z. B. der Wert von 1 % direkter N_2O-N-Verluste beim Einsatz von Stickstoffdüngern dar (IPCC, 2006). Die Quantifizierung der N_2O-Verluste ist jedoch mit erheblichen Unsicherheiten verbunden, da der N_2O-Austausch zwischen den Böden und der Atmosphäre von einer Vielzahl von Standortfaktoren, den angebauten Kulturen und dem landwirtschaftlichen Management abhängt. Aus diesem Grund formuliert das IPCC einen Unsicherheitsbereich für die direkten N_2O-N-Verluste von 0,3-3 % der

ausgebrachten N-Düngemittel (IPCC, 2006). Dies entspricht $CO_{2\text{-Äq.}}$-Emissionen von 1,4 bis 14 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/kg gedüngtem Stickstoff. Auch indirekte N_2O-Emissionen, die durch die atmosphärische Deposition oder den Austrag reaktiver N-Verbindungen (z. B. NH_3-Emissionen, NO_3^--Auswaschung) verursacht werden, müssen berücksichtigt werden. Die Gefahr hoher direkter und indirekter N_2O-Emissionen ist besonders bei Energiepflanzen mit hohen spezifischen Pflanzen-N-Gehalten und hoher Düngungsintensität gegeben. Die Treibhausgasbilanz von Energiepflanzen kann bereits bei geringen Änderungen der N_2O-Emissionen, z. B. durch intensivierte Düngung oder höhere Verluste, deutlich verschlechtert oder sogar negativ werden (BUTTERBACH-BAHL et al., 2010) (vgl. zu diesem Thema auch die Maßnahme „Verbesserung der N-Produktivität der Düngung und Reduzierung von N-Überschüssen“).

Die Emissionen durch direkte Landnutzungsänderungen (direct land use change; dLUC) müssen in THG-Bilanzierungen für Bioenergie nach EU-RED berücksichtigt werden, indem diese für den jeweiligen Standort individuell berechnet werden. Direkte Landnutzungsänderungen können entstehen, wenn Energiepflanzen auf einer Fläche angebaut werden, welche vorher durch eine andere Flächennutzung geprägt wurde (wie bspw. der Umbruch von Grünland zu Ackerland in Deutschland oder die Rodung von Waldflächen, besonders in den Tropen). Auch die Abnahme von Bodenkohlenstoffvorräten beim Anbau von Energiepflanzen ist in den THG-Bilanzen zu berücksichtigen. Der WBGU (2008) hat Standardwerte (auf einen 20-jährigen Zeitraum umgelegt) für verschiedene Energiepflanzen in ausgewählten Ländern oder Regionen vorgelegt. Dabei ist zu beachten, dass die tatsächlichen Werte auf individuellen Flächen in Abhängigkeit von Bewirtschaftung und Standortfaktoren deutlich höher oder niedriger ausfallen können. In Tabelle 13-1 werden Standardwerte für CO_2-Emissionen aus direkten Landnutzungsänderungen, flächenbezogen auf einen 20-Jahres-Zeitraum, für eine Auswahl relevanter Energiepflanzen dargestellt.

Neben direkten Landnutzungsänderungen kann die Energiepflanzenerzeugung jedoch auch indirekte Landnutzungsänderungen auslösen (indirect land use change; iLUC). Auf mögliche Änderungen der Bodenkohlenstoff- und Biomassevorräte durch indirekte Landnutzungsänderungen und die Notwendigkeit, deren Höhe zu quantifizieren und in THG-Bilanzierungen zu implementieren, haben in jüngerer Zeit viele wissenschaftliche Veröffentlichungen hingewiesen (FRITSCHE et al., 2010; PRINS et al. 2010; BRINGEZU et al., 2009; RAVINDRANATH et al., 2009; SEARCHINGER et al., 2008; FARGIONE et al., 2008; FRITSCHE und WIEGMANN, 2008).

Tabelle 13-1: Ausgewählte Werte für CO_2-Emissionen nach WBGU (2008) für flächenbezogene direkte Landnutzungsänderungen (dLUC) auf einen 20-Jahres-Zeitraum bezogen (ohne N_2O-Verluste). Positive Werte kennzeichnen eine CO_2-Quelle, negative eine CO_2-Senke.

Kultur		**Vorherige Nutzung**	**THG-Emissionen** t CO_2/ha*Jahr
Weizen	(Europa)	Grünland	2,63
		Acker	0,00
Mais	(Nordamerika)	Grünland	2,63
		Acker	0,00
Raps	(Europa)	Grünland	2,63
		Acker	0,00
Pappel (KUP)	(Europa)	Grünland	2,26
		Acker	-1,38
Zuckerrohr	(Lateinamerika)	Savanne	14,40
		Degradiertes Land	-3,70
		Acker	-0,06
Ölpalme	(Südostasien)	Tropischer Regenwald	28,40
		Degradiertes Land	-13,75
Jathropa	(Indien)	Acker	-0,46
		Degradiertes Land	-4,13

Quelle: Eigene Darstellung nach Fritsche und Wiegmann (2008).

Als Folge der Energiepflanzenproduktion kommt es zunächst zu einer Verknappung von Nahrungs- und Futtermitteln, bei einer unveränderten Nachfrage nach diesen dann letztlich zu Landnutzungsänderungen bei der Nahrungs- und Futtermittelproduktion (indirekte Landnutzungsänderung). Die Produktion auf bestehenden Acker- und Grünlandflächen wird intensiviert und/oder es werden neue Flächen erschlossen, die für die landwirtschaftliche Produktion bisher nicht genutzt wurden. Vor allem wenn Flächen, die in die landwirtschaftliche Produktion überführt werden, über hohe Bodenkohlenstoff- und Biomassevorräte verfügen wie Wälder, Moore oder Grasland, können erhebliche zusätzliche Emissionen durch den Abbau der Kohlenstoffvorräte entstehen (WBGU, 2008). Diese indirekten Landnutzungsänderungen können aufgrund globaler Handelsstrukturen auch in einer anderen Weltregion verursacht werden. Aufgrund des engen Zusammenhangs mit der Energiepflanzenerzeugung müssen sie dieser jedoch angerechnet werden.

Ein Problem bei der Berücksichtigung von indirekten Landnutzungsänderungen ist, dass diese nicht direkt ermittelt und quantifiziert werden können, sondern geschätzt/modelliert werden müssen. Der Grund dafür ist, dass sich Flächen, die von Verdrängungseffekten betroffen sind, aufgrund des Welthandels weder regional noch überregional oder international eindeutig der Energiepflanzenerzeugung zuordnen lassen. Daher werden verschiedene ökonometrische oder deterministische Methoden diskutiert bzw. entwickelt, die modellgestützte Aussagen über die Höhe von indirekten Landnutzungsänderungen erlauben.

Mit als erste versuchten SEARCHINGER et al. (2008) die $CO_{2\text{-Äq.}}$-Emissionen aus indirekten Landnutzungsänderungen über ein ökonometrisches Gleichgewichtsmodell durch Simulation des Welthandels abzuschätzen. Sie bezogen sich dabei auf die Produktion von Ethanol aus Mais in den USA. Kritisiert wurde das Modell dahingehend, dass nicht alle relevanten Stellschrauben bezüglich der THG-Emissionen und des Welthandels einbezogen oder nur ungenügend abgebildet wurden. Außerdem wurde die Übertragbarkeit des Ansatzes und der Ergebnisse auf die EU in Frage gestellt (ADAS, 2008).

Der WBGU (2008) und das UBA (2010) haben sich zur Abschätzung der iLUC-Emissionen auf die vom Öko-Institut Darmstadt entwickelten „iLUC-Factors“ gestützt, in denen die indirekten Landnutzungsänderungen aus den global gehandelten Agrarprodukten abgeleitet werden, die theoretisch durch Energiepflanzenanbau von Verdrängungseffekten betroffen sein können (Referenzjahr 2005) (FRITSCHE et al., 2010, FRITSCHE und WIEGMANN, 2008). Das Modell wurde seit 2008 vom Öko-Institut Darmstadt weiterentwickelt, basiert aber nach wie vor auf denselben grundsätzlichen Annahmen.

Grundannahme bei deren Berechnungen ist, dass nur Länder von indirekten Landnutzungsänderungen betroffen sein können, die am Welthandel als Exporteure beteiligt sind, da nur diese Anreize für eine Mehrproduktion von Agrarprodukten haben. Bei den betrachteten Agrarprodukten handelt es sich vor allem um Weizen, Raps, Soja und Palmöl. Dabei wird aus den Handelsanteilen der wichtigsten Handelspartner EU, USA, Brasilien und Indonesien für diese Produkte und deren spezifischen Flächenerträgen eine „gewichtete globale Flächenbelegung“ ermittelt, die sich durch „verdrängte“ Nahrungs- und Futtermittel ergeben könnte. Als theoretisch erfolgende Landnutzungsänderungen wird eine Umwandlung von Grünland in Ackerland in der EU und den USA, von Savanne in Ackerland (Brasilien) und von tropischem Regenwald in Ackerland (Indonesien) als zusätzliche landwirtschaftliche Produktionsfläche veranschlagt. Die theoretischen THG-Emissionen durch iLUC ergeben sich aus den Kohlenstoffvorräten, welche im Boden und oberirdischer Biomasse jeweils gespeichert sind. Aus den Anteilen der jeweiligen Flächen am Agrarhandel und den entsprechenden Kohlenstoffvorräten wird ein global gewichtetes theoretisches Emissionspotenzial modelliert.

Dieses liegt bei durchschnittlich 270 bis 290 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha bzw. bei einem Bezug auf einen 20-Jahres-Zeitraum bei 13,5 bis 14,5 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha und Jahr. Da davon ausgegangen wird, dass derzeit noch Flächenreserven an ungenutzten landwirtschaftlichen Flächen zur Verfügung stehen und Ertragssteigerungen auf bestehenden Flächen möglich sind, wurde nach WBGU (2008) nicht das gesamte modellierte theoretische iLUC-Potenzial in Ansatz gebracht. Das Öko-Institut Darmstadt und das Umweltbundesamt empfehlen für die Zeit bis 2030, mit dem 25 %-Niveau des theoretischen iLUC-Potenzials als Untergrenze und mit 50 % als Obergrenze zu rechnen (FRITSCHE et al., 2010). Das 25 %-Niveau des iLUC-Potenzials liegt derzeit bei jährlich 3,4 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha und ab 2020 bei 3,6 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha und Jahr, das 50 %-Niveau des iLUC-Potenzials liegt derzeit bei jährlich 6,8 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha und ab

2020 bei 7,3 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha und Jahr. **Als untere Grenze sollte daher mit 3,5 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha und Jahr gerechnet werden** (FRITSCHE et al., 2010).

Der WBGU schlug bereits in seinem Gutachten „Zukunftsfähige Bioenergie und nachhaltige Landnutzung“ (2008) vor, trotz der noch großen Unsicherheiten in der Quantifizierung der Emissionen aus indirekten Landnutzungsänderungen die dargestellten iLUC-Faktoren als Standardwerte bei der Beurteilung von Bioenergie zu nutzen, bis auf Basis neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse weiterentwickelte Methoden der Modellierung und Abschätzung der Emissionen zur Verfügung stehen.

Der Einbezug von direkten und indirekten Landnutzungsänderungen (dLUC bzw. iLUC) im Rahmen von THG-Bilanzierungen kann zu einer deutlichen Verschiebung der Einsatzwürdigkeit unterschiedlicher Arten und Herkünfte von Biomasse führen. Die Aufstellung in Tabelle 13-2 zeigt, dass – basierend auf Zahlen aus WBA (2007) – die derzeit favorisierten Bioenergielinien in Deutschland bei Berücksichtigung indirekter Landnutzungseffekte nur einen geringen oder sogar keinen Beitrag zur Minderung der Treibhausgasemissionen leisten.[1] Die potenzielle Klimaschutzleistung der Bioenergieträger wird stark durch die Art der Verwertungslinie beeinflusst.

Positive Effekte für den Klimaschutz können durch die Biogasproduktion aus Gülle oder anderen organischen Reststoffen sowie durch die Substitution von Steinkohle durch Holzhackschnitzel erzielt werden. Allerdings ist darauf hinzuweisen, dass die in Tabelle 13-2 aufgeführten Werte auf durchschnittliche Daten für Deutschland basieren. Bei höheren Erträgen und einem effizienteren Wirkungsgrad der Anlagen kann eine entsprechend höhere Treibhausgasvermeidung erreicht werden. Werden für Niedersachsen höhere Energieerträge als im WBA-GUTACHTEN (2007) angenommen, erhöht sich die Treibhausgasvermeidung mit und ohne Landnutzungsänderungen.

[1] Beim Einsatz von Gülle zur Biogasproduktion besteht keine Flächenkonkurrenz mit der Nahrungs- und Futtermittelproduktion, es treten keine Emissionen durch Landnutzungsänderungen auf.

Tabelle 13-2: Minderung der Treibhausgasemission durch den Einsatz ausgewählter Bioenergieformen ohne Berücksichtigung von Landnutzungsänderungen (ohne LUC) sowie mit Berücksichtigung indirekter Landnutzungsänderungen (mit iLUC nach FRITSCHE et al., 2010). Positive Werte zeigen eine Minderung der Treibhausgasemission gegenüber dem Einsatz herkömmlicher Energieträger, negative Werte weisen eine zusätzliche Klimabelastung aus

	Nutzungspfad	**Substituierte fossile Energieträger**	**Treibhausgasvermeidung ohne LUC**	**Treibhausgasvermeidung mit iLUC (25%)**
			g $CO_{2\text{-}Äq.}$/kwh	
Kraftstoff	Bioethanol aus Getreide	Benzin	108	-98
	Biodiesel aus Rapsöl	Diesel	162	-68
Wärme	Holzhackschnitzel aus Kurzumtriebsplantagen zum Einsatz in Hackschnitzelheizung	Erdgas	247	158
Strom	Holzhackschnitzel aus Kurzumtriebsplantagen zur Co-Verbrennung in Kohlekraftwerken[1)]	Steinkohle	909	734
Strom/ Wärme	Biogaserzeugung aus Gülle (KWK)	Deutscher Strommix + Erdgas	1.237	1.237
Strom/ Wärme	Biogaserzeugung aus Mais (KWK)	Deutscher Strommix + Erdgas	475	257

Berechnungsgrundlagen:

Energieertrag inkl. Gutschriften (Sojasubstitut, Glycerin) je ha Raps a 3,7 t Rapsertrag: 15.213 kWh; Energieertrag je ha Getreide a 7,7 t Kornertrag: 16 980 kWh.

Energieertrag je ha KUP (Hackschnitzel-Co-Verbrennung) a 10 t Ertrag: 19 989 kWh; elektrisch; Wirkungsgrad Kohlekraftwerk: 42 %

Energieertrag je ha KUP (Hackschnitzelheizung) a 10 t Ertrag: 39 434 kWh; thermisch; Wirkungsgrad Feuerungsanlage: 87 %, 5 % Wärmeverluste im 400 m Wärmenetz

Energieertrag je ha Silomais a 45 t FM Ertrag: 16 048 kWhel; 500 kW Anlage mit elektrischem Wirkungsgrad 38 %; thermischer Wirkungsgrad 45 %; Mais: 190 m³ Biogas/t FM; Methangehalt: 53%; 30 % Wärmenutzung; 150 KW Gülleanlage mit 30 % Wärmenutzung

THG-Emissionen durch iLUC auf 25 % Niveau: 3,5 t $C_{O2\text{-}Äq.}$/ha

1) Dieser Pfad ist als ein mögliches Szenario zu betrachten, das aus klimapolitscher und volkswirtschaftlicher Sicht laut WBA (2007) Vorteile haben kann. Restriktionen, wie das Verbot einer Co-Verbrennung, sind hier nicht Gegenstand der Diskussion.

Quellen: Eigene Berechnungen nach WBA (2007); Fritsche et al. (2010).

Da im Zuge der zu erfüllenden Nachhaltigkeitskriterien der EU indirekte Landnutzungsänderungen im Rahmen von THG-Bilanzierungen bisher noch nicht explizit einbezogen werden müssen, diese aber in der politischen Debatte zur Nachhaltigkeit von Bioenergie eine wesentliche Größe darstellen, werden derzeit an vielen nationalen und internationalen Forschungseinrichtungen Modelle entwickelt, um indirekte Landnutzungsänderungen zu quantifizieren (u. a. FRITSCHE et al., 2010; FEHRENBACH et al., 2009; BLANCO FONSECA et al., 2010; EDWARDS et al., 2010; IFPRI, 2010; IFPRI, 2011; LAHL, 2010). Die unterschiedlichen Modelle variieren in ihren Ergebnissen aufgrund unterschiedlicher Modellansätze, Bezugs- und Prognoserahmen zum Teil erheblich. Dies ist nicht überraschend, da

zur Berechnung von iLUC-Faktoren die Produktion von Bioenergie im Kontext zu einem im höchsten Maße dynamischen globalen Agrarproduktions- und Agrarhandelssystem gesetzt werden muss. Zu berücksichtigen sind dabei v. a. die Landnutzung in allen relevanten Weltregionen, der Einfluss von Nebenprodukten, die Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion, die Ausweitung landwirtschaftlicher Flächen und die Veränderung von Konsummustern von Verbrauchern in unterschiedlichen Regionen der Welt.

Zusammenfassend kann geschlussfolgert werden, dass direkte und indirekte Landnutzungsänderungen zu signifikanten THG-Emissionen führen können. Daher müssen diese trotz der noch großen Unsicherheit bei der Quantifizierung gerade von indirekten Landnutzungsänderungen in THG-Bilanzierungen, die die Klimawirkung von Bioenergieträgern im Vergleich zur fossilen Referenz über den gesamten Lebensweg beurteilen, berücksichtigt werden. Grundsätzlich können durch die Erzeugung und Nutzung von Bioenergie nur dann im nennenswerten Umfang THG-Emissionen reduziert werden, wenn Landnutzungsänderungen weitgehend auszuschließen sind. Eine ackerbauliche Rohstofferzeugung zur Energieerzeugung ist damit in der Regel zu vermeiden (SEARCHINGER, 2010; BRINGEZU et al., 2009 u. 2012; FRITSCHE et al., 2010; FEHRENBACH et al., 2009; LAHL, 2010; WBGU, 2008).

Da grundsätzlich für alle Biomasseerzeugungs- und Nutzungspfade dieselben globalen Handelszusammenhänge bestehen, sollte in der politischen Debatte auch für andere Biomassenutzungspfade neben Biotreibstoffen und flüssigen Bioenergieträgern der Einbezug von Landnutzungsänderungen in THG-Bilanzierungen diskutiert werden. Es kann an dieser Stelle empfohlen werden, im Bereich der Bioenergieerzeugung grundsätzlich mindestens die iLUC-Faktoren auf dem 25 %-Niveau in Ansatz zu bringen.

Im Folgenden werden die derzeit relevanten Bioenergielinien, nämlich die Biogaserzeugung, Biokraftstofferzeugung (bspw. Biodiesel und Bioethanol) und Holznutzung aus Kurzumtriebsplantagen, hinsichtlich ihrer Netto-$CO_{2\text{-Äq.}}$-Vermeidung betrachtet. Ein Vergleich der $CO_{2\text{-Äq.}}$-Vermeidungskosten der unterschiedlichen Bioenergielinien erfolgt im letzten Teilkapitel. Die Beurteilung erfolgt auf Basis der Analyse des Wissenschaftlichen Beirats Agrarpolitik (WBA, 2007) zur „Nutzung von Biomasse zur Energiegewinnung“, welche durch neuere wissenschaftliche Erkenntnisse zu oben beschriebenen Problemfeldern und für den jeweiligen Bioenergiepfad spezifische Ergänzungen erweitert wird.

13.1 Biogaserzeugung

Maßnahmenbeschreibung

Durch die Erzeugung von Biogas können fossile Energieträger substituiert werden. Eine Reduzierung von Treibhausgasemissionen durch Biogas ergibt sich dann, wenn die Biogaserzeugung weniger Treibhausgase verursacht als die Energiegewinnung aus fossilen Energieträgern.

Wirkung auf Treibhausgasemissionen

THG-Minderungspotenzial

Auf dem Feld der Biogaserzeugung haben sich neben der klassischen Technologie der Nassvergärung mit anschließender Verstromung in Kraft-Wärme-Kopplung heute auch die Trockenvergärung vor allem in sogenannten Garagensystemen mit Verstromung in Kraft-Wärme-Kopplung und die Aufbereitung von Biogas zu Biomethan mit anschließender Einspeisung in das Erdgasnetz in der Praxis etabliert. Daneben findet sich eine Vielzahl an Technologievarianten in der Entwicklungs- und Erprobungsphase, vor allem im Bereich der Energieumwandlung. Gesteuert durch politische Anreizsysteme (v. a. EEG), hat sich die Biogaserzeugung hinsichtlich der Rohstoffbasis (Substratzusammensetzung) und der installierten Anlagenleistungen in den zurückliegenden Jahren sehr dynamisch entwickelt. Für die Betreiber von Biogasanlagen steht in erster Linie eine möglichst gute Ausnutzung der gegebenen Anreizsysteme, weniger eine möglichst hohe Wirkung auf eine Reduzierung von THG-Emissionen im Vordergrund.

Grundsätzlich kann die Biogaserzeugung einen sehr effizienten Weg der Bioenergiebereitstellung darstellen und besitzt große Potenziale für eine Reduzierung von Treibhausgasemissionen. Gerade die Möglichkeit, den gesamten oberirdischen Pflanzenaufwuchs von Energiepflanzen, landwirtschaftliche und sonstige biogene Reststoffe sowie Wirtschaftsdünger in Biogasanlagen zu verwerten, verleiht der Biogaserzeugung große Potenziale.

Die tatsächlichen Wirkungen der Biogaserzeugung auf die Treibhausgasemissionen sind jedoch von zahlreichen Faktoren abhängig, diese sind vor allem:

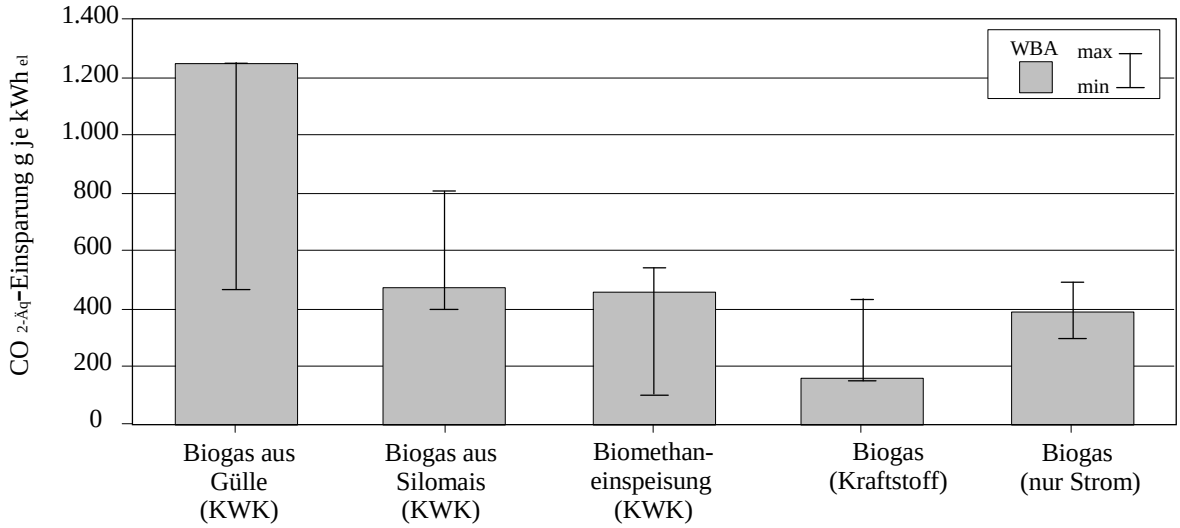
1. Effizienz der Prozesskette und der Energieumwandlung
2. Grad der Wärmenutzung bei Kraft-Wärme-Kopplung
3. Auslastung der Biogasanlagen
4. Umgang mit Gärresten
5. Wahl der landwirtschaftlichen Gärsubstrate
6. Einsatz von Bioabfällen.

Darüber hinaus sind, wie bereits oben beschrieben, die jeweils in den THG- oder Ökobilanzierungen vorgenommenen Zieldefinitionen, Systemabgrenzungen und Systemdefinitionen, die ausgewählten Technologievarianten, berücksichtigte Substitutionseffekte und Referenzsysteme, der Umgang mit Koppelprodukten, der Einbezug externer Umwelteffekte sowie direkte und indirekte Landnutzungsänderungen entscheidend für die Beurteilung der Treibhausgasemissionen für die einzelnen Biogaslinien. Dementsprechend unterschiedlich fallen die Ergebnisse diverser Ökobilanzierungen hinsichtlich der potenziellen $CO_{2\text{-Äq.}}$-Einsparungen aus.

THG-Bilanzen ohne Berücksichtigung von LUC

Der WISSENSCHAFTLICHE BEIRAT AGRARPOLITIK (WBA, 2007) empfiehlt in seinem Gutachten „Nutzung von Biomasse zur Energiegewinnung“ nur die Biogaserzeugung aus Wirtschaftsdüngern als klimapolitisch sinnvollen Biogaspfad. Für die Biogaserzeugung aus Gülle errechnet der WBA (2007) $CO_{2\text{-Äq.}}$-Einsparungen von rund 1.250 g/kWh$_{el}$. Bei der Biogaserzeugung aus Silomais in Kraft-Wärme-Kopplung und der Aufbereitung von Biogas zu Biomethan mit anschließender Einspeisung und KWK-Nutzung können dagegen nur Einsparungen zwischen 453 und 475 g $CO_{2\text{-Äq.}}$/kWh$_{el}$ erreicht werden. Wesentlich schlechter fällt die Bilanz für Biogas aus, wenn keine Wärmenutzung erfolgt und wenn das erzeugte Biogas zu Biomethan aufbereitet und als Kraftstoff eingesetzt wird.

Abbildung 13.1-1: Potenzielle $CO_{2\text{-Äq.}}$-Einsparungen verschiedener Biogas-Pfade* im Vergleich nach WBA (2007) sowie maximale und minimale potenzielle Einsparungen nach anderen Studien (ohne Berücksichtigung von dLUC und iLUC)



* Hinsichtlich unterschiedlicher Gärsubstrate und Biogasnutzungswege.

Quelle: WBA (2007), Memmler et al. (2009), Bachmaier und Gronauer (2007), Effenberger et al. (2010), Bohnenschäfer et al. (2007), Europäische Kommission (2010), Müller-Langer et al. (2009).

Auch andere Untersuchungen schätzen die potenziellen $CO_{2\text{-Äq.}}$-Einsparungen der verschiedenen Biogaspfade tendenziell ähnlich ein. Die Spanne, in der sich die $CO_{2\text{-Äq.}}$-Einsparungen bewegen, variiert dabei aber aufgrund der unterschiedlichen Systemabgrenzungen und Kalkulationsannahmen in starkem Maße.

Das Umweltbundesamt errechnete für die $CO_{2\text{-Äq.}}$-Einsparung durch die Biogaserzeugung aus Energiepflanzen unter der Prämisse eines optimalen Anlagenbetriebes eine Einsparung zwischen 688 und 748 g $CO_{2\text{-Äq.}}/kWh_{el}$ (MEMMLER et al., 2009). Für die Biomethaneinspeisung ergaben sich $CO_{2\text{-Äq.}}$-Einsparungen in Höhe von 463 bis 542 g $CO_{2\text{-Äq.}}/kWh_{el}$. Die Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) führt ein Projekt zur wissenschaftlichen Begleitung von Praxisbiogasanlagen durch, in dem auch die $CO_{2\text{-Äq.}}$-Einsparung auf Basis der Anlagendaten kalkuliert wurde (BACHMAIER und GRONAUER, 2007; EFFENBERGER et al., 2010). Für die Biogaserzeugung aus Gülle ergaben sich auf Basis der erfassten Anlagendaten $CO_{2\text{-Äq.}}$-Einsparungen zwischen 467 und 910 g $CO_{2\text{-Äq.}}/kWh_{el}$ und für die Biogaserzeugung aus Energiepflanzen $CO_{2\text{-Äq.}}$-Einsparungen zwischen 483 und 808 g $CO_{2\text{-Äq.}}/kWh_{el}$.

Die EUROPÄISCHE KOMMISSION (2010) schlägt in ihrem Bericht an das europäische Parlament eine mittlere THG-Vermeidung bei Biogas aus Silomais in Höhe von 500 g $CO_{2\text{-Äq.}}/kWh_{el}$ und für Biogas aus Wirtschaftsdünger in Höhe von 600 g $CO_{2\text{-Äq.}}/kWh_{el}$ als Default-Werte vor. BOHNENSCHÄFER et al. (2007) errechnen in ihren Analysen Einsparungen in Höhe von 1.200 g $CO_{2\text{-Äq.}}/kWh_{el}$ bei der Biogaserzeugung aus Gülle und 400 g $CO_{2\text{-Äq.}}/kWh_{el}$ bei der Biogaserzeugung aus Silomais und kommen damit zu denselben Ergebnissen wie der WBA (2007). Für die Biomethanaufbereitung und Einspeisung in das Erdgasnetz mit anschließender KWK-Verstromung werden $CO_{2\text{-Äq.}}$-Einsparungen in Höhe von nur 100 g $CO_{2\text{-Äq..}}/kWh_{el}$ berechnet. In einer Studie zu den Potenzialen der Bioenergie als Erdgassubstitut wurden die $CO_{2\text{-Äq.}}$-Einsparungen von MÜLLER-LANGER et al. (2009) kalkuliert. Die Systemgrenze bezog jedoch nicht die Emissionen von Biogas bei der Verbrennung ein. Die kalkulierten $CO_{2\text{-Äq.}}$-Einsparungen für eingespeistes Biomethan bewegen sich bei ihren Berechnungen zwischen 463 und 542 g $CO_{2\text{-Äq.}}/kWh_{el}$.

Bedeutung von Landnutzungsänderungen

Berechnungen von FRITSCHE et al. (2009) zeigen, dass bei Einbezug von direkten und indirekten Landnutzungsänderungen bereits bei geringen Ansätzen für deren Emissionen die meisten Biogaspfade nur noch geringe oder keine Einsparungen von THG-Emissionen leisten, sondern vielmehr zu zusätzlichen Netto-$CO_{2\text{-Äq.}}$-Emissionen führen können.

In Tabelle 13.1-1 sind ausgewählte energiebezogene THG-Bilanzen durch den Einsatz von Bio-gas (unterschiedliche Gärsubstrate und Nutzungsformen) ohne und mit Berücksichtigung direkter und indirekter Landnutzungsänderungen dargestellt. Während bei der Biogaserzeugung mit Mais ohne Einbezug von Landnutzungsänderungen noch $CO_{2\text{-Äq.}}$-Einsparungen in Höhe von 475 g $CO_{2\text{-Äq.}}$/kwh erreicht werden können, führt deren Einbezug zu einer Minderung der Emissionseinsparung um fast 50 %. Positiv kann nur der Einsatz von Gülle

bewertet werden, durch den keine Landnutzungsänderungen induziert und THG-Einsparungen von rund 1.237 g $CO_{2\text{-Äq.}}$/kWh_{el} erreicht werden.

Tabelle 13.1-1: Potenzielle energiebezogene $CO_{2\text{-Äq.}}$-Einsparungen durch die Biogaserzeugung aus Gülle und Mais ohne und mit Berücksichtigung indirekter (iLUC) Landnutzungsänderungen

	Substituierter fossiler Energieträger	**Treibhausgasvermeidung**	
		ohne LUC	**mit iLUC (25 %)**
Nutzungspfad		g $CO_{2\text{-Äq.}}$/kWh	g $CO_{2\text{-Äq.}}$/kWh
Biogaserzeugung aus Gülle (KWK)	Deutscher Strommix und Erdgas	1.237	1.237
Biogaserzeugung aus Mais (KWK)	Deutscher Strommix und Erdgas	475	257

Energieertrag je ha Silomais a 45 t FM Ertrag: 16.048 kWhel; 500 kW Anlage mit elektrischem Wirkungsgrad 38 %; thermischer Wirkungsgrad 45 %; Mais: 190 m³ Biogas/t FM; Methangehalt: 53 %; 30 % Wärmenutzung; 150 KW Gülleanlage mit 30 % Wärmenutzung. THG-Emissionen durch iLUC auf 25 % Niveau: 3,5 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha.

Quelle: Eigene Berechnungen nach WBA (2007), Fritsche et al. (2010).

Wahl der Gärsubstrate und Energiepflanzeneinsatz

Grundsätzlich führt der Einsatz von Wirtschaftsdüngern und Reststoffen in Biogasanlagen zu wesentlich höheren THG-Einsparungen je Energieeinheit als die Vergärung von Anbaubiomasse. Vor allem die THG-Minderungseffekte von Mais als Substrat sind aufgrund der stickstoffdüngungsinduzierten Emissionen und des direkten Humusabbaus als gering einzuordnen. Eine Monovergärung von Energiepflanzen trägt selbst ohne Einbezug von direkten und indirekten Landnutzungsänderungen nur wenig zur Reduzierung von THG-Emissionen bei (EDER et al., 2009; GÄRTNER et al., 2008; BOHNENSCHÄFER et al., 2007; WBA, 2007; SCHOLWIN et al., 2006; RAMESOHL et al., 2006). Reine Gülleanlagen und die Co-Vergärung von Energiepflanzen und Reststoffen sind dagegen deutlich günstiger hinsichtlich der Potenziale zur Reduktion von THG-Emissionen zu bewerten. Die potenzielle THG-Emissionsminderung kann jedoch z. B. bereits um die Hälfte sinken, wenn nur 25 % Frischmasseanteil Energiepflanzen eingesetzt werden (GÄRTNER et al., 2008). Der Einsatz von Energiepflanzen kann nur dann als Ergänzung zum Substratmix sinnvoll sein, wenn die Emissionen aus Landnutzungsänderungen gering sind und die Produktivität und Ressourceneffizienz hoch ist (WBGU, 2008).

Zusätzliche Aspekte zur Beurteilung der Biogaserzeugung, die in den genannten THG-Bilanzen noch nicht vollständig berücksichtigt wurden

Humusbilanz in Energiepflanzenfruchtfolgen

Mais zählt zu den stark humuszehrenden Kulturen. In Biogasfruchtfolgen muss der nachhaltigen Humuswirtschaft daher besondere Beachtung geschenkt werden. Die über Gärreste zurückgeführten Kohlenstoffmengen reichen oft nicht für eine ausgeglichene Humusbilanz aus, wenn ein ausgeglichener N-Saldo erreicht werden soll (RIPPEL, 2007). Wird

Mais zusätzlich zu Gärresten auch noch mineralisch gedüngt, wie es in der Praxis üblich ist, erhöht sich der Fehlbetrag im Humusbilanzsaldo zusätzlich. Über die Fruchtfolgegestaltung ist daher die ausreichende Zufuhr organischer Substanz zu sichern.

Effizienz der Prozesskette und der Energieumwandlung

Bei der Biogaserzeugung ist die kombinierte Wärme- und Stromerzeugung hinsichtlich der THG-Einsparungen grundsätzlich günstiger zu beurteilen als z. B. die Nutzung als Kraftstoff oder Erdgassubstitut (vgl. Abbildung 13.1-1, s.o.). Dies liegt vor allem an den höheren elektrischen Wirkungsgraden und der Möglichkeit, in Kraft-Wärme-Kopplung auch die erzeugte Wärmeenergie zu nutzen (BRINGEZU et al., 2009; EDWARDS et al., 2008; GÄRTNER, 2009; GÄRTNER et al., 2008; RAMESOHL et al., 2006; WBA, 2007; ARNOLD et al., 2006; KALIES et al., 2007). Der Einsatz von Biomethan als Erdgassubstitut führt dagegen nur zu einer geringen THG-Emissionsminderung, da Erdgas gegenüber anderen fossilen Energieträgern vergleichsweise geringe Mengen an Treibhausgasen verursacht und darüber hinaus ein nicht unerheblicher Methanschlupf bei der Aufbereitung von Biomethan entstehen kann. Die Methanverluste werden in großtechnischen Anlagen zwischen 2 und 13 % der verarbeiteten Methaninputs angegeben. Die Datenlage ist jedoch unsicher, da Bilanzierungen über längere Betriebsperioden weitgehend fehlen (BAUM et al., 2008). BAUM et al. (2008) haben für die Schweiz einen Methanschlupf von 2,6 % in der Produktionsphase in den Aufbereitungsanlagen gemessen. Im Rahmen des EEG (2009) haben Biogasanlagen mit Biomethanaufbereitung und anschließender Verstromung einen Anspruch auf eine Vergütung nach dem Technologiebonus. Anspruchsvoraussetzung ist dabei eine maximale Methanemission bei der Aufbereitung von 0,5 %. Inwieweit bestehende Biomethan-Aufbereitungsanlagen diesen Grenzwert in der Praxis einhalten können, ist nicht bekannt.

Die Aufbereitung von Biogas zu Biomethan kann hinsichtlich der Umweltwirkungen nur dann als sinnvoll bewertet werden, wenn die Methanverluste minimiert werden können und das aufbereitete Biomethan wiederum in Kraft-Wärme-Kopplung dort verstromt wird, wo eine möglichst komplette Wärmenutzung möglich ist. Eine Nutzung als Erdgassubstitut wird hinsichtlich des Klimaschutzes nicht empfohlen (KÖPPEN und REINHARDT, 2010; WBGU, 2008; GÄRTNER et al., 2008; BMU, 2008; KALIES et al., 2007).

In der Regel wird im Rahmen von THG-Bilanzen für die Biogaserzeugung von einem sachgemäßen und hinsichtlich der direkten Emissionen an der Anlage optimalen Prozess ausgegangen, der auch eine Abdeckung des Gärrestlagers einschließt. In der Praxis weisen jedoch 80 % der von Sachverständigen nach dem Bundesimmissionsschutzgesetz (§ 29a BlmSchG) geprüften Biogasanlagen relevante technische Mängel auf (SCHENDLER, 2010). Diese Mängel betreffen alle technischen Komponenten, auch gasführende Systeme, Gasspeicher sowie Gärrestlager und können über Leckagen und Schlupf zu deutlichen Emissionen an den Anlagen beitragen.

CLEMENS et al. (2009) haben in Untersuchungen auf Praxisbetrieben mögliche Emissionsquellen identifiziert und durch Messungen versucht, die Emissionen zu quantifizieren. Erhebliche Methanemissionen entstehen vor allem durch offene Gärrestlager (v. a. beim Aufrühren) und den Methanschlupf im Blockheizkraftwerk (BHKW) (v. a. in Zündstrahlmotoren). Aber auch an anderen Bauteilen und in einigen Prozessschritten entstehen Emissionen wie z. B. bei der Beschickung der Biogasanlage, an den Foliendächern, Separatoren, Betondächern oder Überdrucksicherungen. Die gesamten Emissionen liegen zwischen 33 und 300 g $CO_{2\text{-Äq.}}$/kWh erzeugten Stroms. Bei den meisten Biogasanlagen bleiben die Emissionen unter 100 g $CO_{2\text{-Äq.}}$/kWh, bei unsachgemäßem Betrieb und mangelnder Wartung können jedoch sehr hohe Emissionen entstehen (CLEMENS, 2009; HAFERMANN et al., 2009). Auch in praxisbegleitenden Untersuchungen in Bayern konnten hohe Restgaspotenziale in Gärrestlagern gemessen werden, welche bei nicht abgedeckten Lagern zu hohen Methanemissionen führen können. Darüber hinaus wurden selbst bei ruhigem Anlagenbetrieb wiederholt Überdruckereignisse gemessen, bei denen Gasmengen über Überdrucksicherungen an die Umwelt abgegeben wurden. Die tatsächlichen Methanemissionen aus Gärrestlagern und über Überdrucksicherungen konnten jedoch nicht quantifiziert werden (LEHNER et al., 2010).

Grad der Wärmenutzung

Die Intensität der Abwärmenutzung hat einen maßgeblichen Einfluss auf die THG-Minderungspotenziale. Die höchste Effizienz können Biogasanlagen dann erreichen, wenn die anfallende überschüssige Wärme weitgehend direkt bei der Biogasanlage, über Nahwärmenetze oder über einen Transport des Biogases in Mikrogasnetzen, unter Klimaschutzgesichtspunkten sinnvollen Wärmenutzungspfaden, genutzt werden kann (BMU, 2008). Hinsichtlich der THG-Emissionen rechnen SCHOLWIN et al. (2006), dass bei mindestens 50 % Abwärmenutzung die Emissionen durch den Bau und den Betrieb der Biogasanlage kompensiert werden können.

Grundsätzlich ist die emissionsmindernde Wirkung von Biogasanlagen mit Wärmenutzung rund 20 bis 40 % höher als von Biogasanlagen ohne Wärmenutzung (WBA, 2007; EDER et al., 2009; BOHNENSCHÄFER et al., 2007; BACHMAIER und GRONAUER, 2007). Viele THG-Bilanzierungen für die Biogaserzeugung rechnen mit einer mittleren bis hohen Überschusswärmenutzung. Tatsächlich ist der derzeitige Grad der Wärmenutzung aber noch sehr unbefriedigend. Im Durchschnitt werden in Deutschland nur rund 20 bis 30 % der anfallenden Wärme genutzt. Nur rund 12 % der Biogasanlagen sind an Wärmenetze angebunden und weisen einen Grad der Wärmenutzung von mehr als 40 % auf (WEILAND, 2010). In Niedersachsen liegt die durchschnittliche Wärmenutzung bei rund 28,8 % der erzeugten überschüssigen Abwärme[2], dieser Anteil dürfte in den letzten Jahren allerdings weiter gestiegen sein. Generell muss auf eine unter Klimaschutzgesichtspunkten sinnvolle Wärmenutzung geachtet werden.

---

[2] Eigene Berechnungen nach der EEG-Jahresendabrechnung der Bundesnetzagentur 2009.

Gärrestlagerung und Düngung mit Gärresten

Derzeit sind rund zwei Drittel aller Biogasanlagen ohne gasdichte Gärrestlager ausgestattet (FNR, 2010b; BMU, 2008), wodurch je nach Substrateinsatz zum Teil erhebliche Methanemissionen entstehen können. Eine Abdeckung von Gärrestlagern stellt jedoch einen wichtigen Beitrag zur THG-Minderung von Biogasanlagen dar (KÖPPEN und REINHARDT, 2010; CLEMENS et al., 2009; WILFERT et al., 2004). Nach Schätzungen von DANIEL und SCHOLWIN (2008) könnten in Deutschland rund 26 % der nicht abgedeckten Gärrestlager problemlos und 28 % technisch schwieriger nachgerüstet werden. Bei den übrigen Biogasanlagen wird eine Nachrüstung als technisch nicht realisierbar eingeschätzt. Untersuchungen und Experteneinschätzungen kommen zu dem Ergebnis, dass die Methanemissionen aus nicht abgedeckten Lagerstätten zwischen 2,5 und 15 % des erzeugten Methans betragen können und durch diese Verluste Biogasanlagen nicht mehr zu einer Emissionsminderung, sondern im Gegenteil sogar zur Erhöhung des Treibhauseffektes beitragen können (GÄRTNER et al., 2008; BMU, 2008; FNR, 2005). Zu diesem Ergebnis führen auch die Untersuchungen von SCHOLWIN et al. (2006) und CLEMENS und WULF (2003), wobei angemerkt wird, dass bei einem ausschließlichen Wirtschaftsdüngereinsatz trotz fehlender Abdeckung der Gärrestlager Biogasanlagen noch ökologisch vorteilhaft sein können, da die Gehalte an leicht abbaubarem Kohlenstoff im Gärrest niedriger sind als in unvergorenem Wirtschaftsdünger. Bei der Nutzung von Energiepflanzen entstehen dagegen erhebliche zusätzliche Emissionen im Gärrestlager.

Nach derzeitigem Kenntnisstand löst die Vergärung von Gülle keine zusätzlichen Emissionen von Ammoniak, einem wichtigen indirekten Klimagas, gegenüber herkömmlicher Güllelagerung aus. Werden jedoch Energiepflanzen, vor allem Mais, zur Biogaserzeugung genutzt, ist trotz vorhandener Datenunsicherheit von zusätzlichen Ammoniakemissionen auszugehen. Für 2007 wurden die zusätzlichen Netto-Ammoniakemissionen aus der Vergärung von Energiepflanzen auf bundesweit rund 12.000 t geschätzt (BMU, 2008).

Die richtige Wahl der Ausbringtechnik sowie des Ausbring- und Einarbeitungszeitpunktes von Gärresten sind für die Düngewirkung und die Ammoniakemissionen entscheidend (DÖHLER et al., 2009). Bei Gärresten führt ein unmittelbares flaches Einarbeiten nach der Ausbringung auf Acker und die Ausbringung mit dem Schleppschuh auf Grünland zu den geringsten Emissionen im Vergleich zu anderen Ausbringverfahren (vgl. Maßnahme „Optimierung der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern“) (HERBST et al., 2009; CLEMENS und WULF, 2003).

Auslastung der Biogasanlagen

Im Rahmen von THG-Bilanzierungen wird in der Regel von einer weitgehenden Auslastung der Biogasanlagen, also einer hohen Effizienz der Energieerzeugung, ausgegangen. Die maximale theoretische Auslastung einer Biogasanlage beträgt 8.760 Volllaststunden/kW_{el} installierte Leistung, d. h. es können theoretisch 8.760 kWh_{el}/kW_{el} installierter Leistung erzeugt werden. In THG-Bilanzierungen wird nicht selten von einer Auslastung

der Biogasanlagen von 8.000 oder mehr Volllaststunden ausgegangen. Entscheidend für die Beurteilung der potenziellen THG-Minderung sind jedoch die tatsächlich erreichten Auslastungsgrade von Biogasanlagen unter Praxisbedingungen. Diese waren Gegenstand einer Datenauswertung der in das Stromnetz eingespeisten und vergüteten Strommengen aller deutschen Biogasanlagen auf Basis der EEG-Jahresendabrechnung der Bundesnetzagentur 2009. Die Untersuchung ergab, dass die tatsächliche Auslastung der untersuchten Biogasanlagen in Abhängigkeit zur installierten Leistung durchschnittlich zwischen 4.615 und 7.259 kWh_{el} lag (ø 6.818 kWh_{el}). Insgesamt konnten Biogasanlagen aller Größenklassen von 2008 auf 2009 Effizienzsteigerungen von durchschnittlich rund 8,6 % erreichen. 2009 erreichten mittel bis mittelgroße Biogasanlagen die höchsten Auslastungsgrade mit 7.006 bis 7.259 kWh_{el}. Kleine Biogasanlagen mit einer installierten Leistung bis 150 kW_{el} erreichten 2009 durchschnittliche Auslastungen von rund 6.350 $kWh_{el,}$ und große Biogasanlagen mit Leistungen über 1 MW_{el} konnten durchschnittliche Leistungen von 6.007 kWh_{el} erreichen (eigene Berechnungen Thünen-Institut, 2011).

Da in THG-Bilanzierungen die tatsächliche Auslastung der Biogasanlagen betrachtet werden sollte, kann aufgrund der zuvor erörterten Ergebnisse derzeit lediglich eine durchschnittliche Energieerzeugung in Höhe von rund 7.000 kWh_{el}/KW installierter elektrischer Leistung berücksichtigt werden. Damit reduziert sich der potenzielle Beitrag der Biogaserzeugung zur THG-Vermeidung in der Praxis deutlich.

Einsatz von Bioabfällen

In einer Erweiterung der derzeitigen Bioabfallkompostierung durch eine Kaskadennutzung von energetischer und stofflicher Nutzung liegen große Potenziale hinsichtlich der Einsparung an THG-Emissionen (ARNOLD et al., 2009). Dies gilt vor allem für bereits bestehende Kompostanlagen, die durch eine Nachrüstung um eine Biogasanlage ergänzt werden (BMU, 2008). Gegenüber dem Einsatz landwirtschaftlicher Rohstoffe können durch die kombinierte energetische und stoffliche Nutzung von Bioabfällen Treibhausgase reduziert werden, da keine direkten und indirekten Landnutzungsänderungen zu erwarten sind. Würden etwa die Hälfte der rund 4 Mio. t Bioabfälle in Deutschland erfasst und einer Biogasanlage zugeführt, könnten damit rund 600.000 t $CO_{2\text{-Äq.}}$ eingespart werden (GÄRTNER et al., 2008). Auch von DANIEL und VOGT (2008) wird in einer Potenzialabschätzung und Wirtschaftlichkeitsanalyse von Substraten zur Biogaserzeugung, vor allem nichtlandwirtschaftlicher Herkunft, der Einsatz von Bioabfällen und Reststoffen zur Vergärung favorisiert.

Zusammenfassung

Die Biogaserzeugung kann zur Minderung von THG-Emissionen beitragen, wenn:

- als Substrate in erster Linie Wirtschaftsdünger und organische Reststoffe eingesetzt werden,
- durch die Biogaserzeugung keine direkten und indirekten Landnutzungsänderungen verursacht werden,
- Biogas vor allem zur kombinierten Erzeugung von Strom und Wärme in Kraft-Wärme-Kopplung genutzt wird,
- Biogasanlagen einen hohen Anteil ihrer Wärme im Sinne des Klimaschutzes sinnvoll nutzen,
- die Gärrestlager von Biogasanlagen gasdicht abgedeckt sind,
- die Effizienz der Biogasanlagen hoch ist und die Methanverluste durch Leckagen niedrig sind,
- Emissionen bei der Ausbringung von Gärresten minimiert werden und ein effizientes Nährstoffrecycling über die Düngung mit Gärresten erreicht wird.

Dauerhaftigkeit/Umkehrbarkeit

Die Emissionsreduktion durch die Substituierung fossiler Energieträger ist dauerhaft und nicht umkehrbar.

Potenzielle Verdrängungseffekte

Wie bereits oben beschrieben, können durch die Erzeugung von Energiepflanzen für die Biogaserzeugung indirekte Landnutzungsänderungen auftreten, die zu relevanten Verlagerungs- und Verdrängungseffekten („Leakage“) führen. Dabei müssen indirekte Landnutzungsänderungen auch beim Anbau von Energiepflanzen in Deutschland berücksichtigt werden, da kaum noch überschüssige, bisher nicht genutzte landwirtschaftliche Flächen zur Verfügung stehen. Ein Flächenzuwachs von Energiepflanzen führt deshalb bei einem unterstellten kontinuierlichen oder steigenden globalen Bedarf an Nahrungs- und Futtermitteln zwangsläufig zu einer Verlagerung des Anbaus auf neue Flächen und zu zunehmenden Flächenkonkurrenzen.

Der Einsatz von Wirtschaftsdüngern, landwirtschaftlichen Reststoffen und biogenen Abfällen löst keine Landnutzungsänderungen aus und verursacht daher keine Verdrängungseffekte. Auch für die Nutzung von überschüssigen, d. h. derzeit nicht für die Produktion von Futtermitteln genutzten Grünlandaufwüchsen zur Biogaserzeugung werden nach derzeitigem Wissenstand keine Verdrängungseffekte erwartet.

Weitere Umweltwirkungen

Die Bioenergienutzung und damit verbunden die Ausdehnung und Intensivierung des Energiepflanzenanbaus kann zu negativen Auswirkungen auf die Umwelt führen. Dazu gehören insbesondere eine Verringerung der Biodiversität, ein verstärktes Risiko von Erosion, erhöhte Stickstoffeinträge, erhöhte Verwendung von Pflanzenschutzmitteln und Landnutzungsänderungen (GLEMNITZ et al., 2008; BMU, 2008; SRU, 2007).

Die Gefahr einer Verringerung der Biodiversität ergibt sich vor allem durch eine Verengung des Anbaus auf wenige Kulturpflanzen, in der Biogaserzeugung vor allem Mais, und durch eine Intensivierung der Flächennutzung, bspw. höhere Schnittnutzung im Grünland. Grünland ist zudem im erheblichen Maße von der Umwandlung in Ackerland bedroht (GLEMNITZ et al., 2008; RIPPEL, 2007; SRU, 2007). Eine Erhöhung des Erosionsrisikos ergibt sich vor allem aus dem stark zunehmenden Maisanbau. Aufgrund des großen Reihenabstands und der späten Aussaat erhöht sich der geschätzte Bodenabtrag im Maisanbau um den Faktor 2 bis 4, wenn kein gezielter Erosionsschutz, z. B. durch Winterzwischenfrüchte und Untersaaten, durchgeführt wird (RIPPEL, 2007; SRU, 2007). Der Anbau von Energiepflanzen, vor allem auch von Mais, hat durch einen intensiven Einsatz von organischen und mineralischen Düngemitteln ein hohes Nährstoffaustragspotential, sie sind zudem vergleichsweise pflanzenschutzmittelintensive Kulturen (GÄRTNER et al., 2008; BMU, 2008; SRU, 2007; SCHOLWIN et al., 2006). Mais weist gegenüber anderen Kulturen eine hohe Biomassebildung und einen dementsprechend hohen Stickstoffbedarf auf. Langjährige Untersuchungen in Bayern haben gezeigt, dass die N_{min}-Werte nach der Ernte und zu Vegetationsende mit durchschnittlich rund 90 kg N_{min} sehr hoch sind. Dieser Stickstoff unterliegt einer großen Gefahr der Verlagerung in das Grundwasser (RIPPEL, 2007). Gerade die Düngung mit Gärresten kann zu einer Erhöhung der N-Überschüsse führen, da Gärreste bei der Kalkulation des maximalen organischen N-Inputs nach Düngeverordnung von 170 kg/ha bisher nicht angerechnet werden mussten und auf die maximale Ausbringmenge addiert werden durften.

Potenzial zur THG-Emissionsminderung in Niedersachsen

Regionale Bedeutung (Ist-Zustand)

In Niedersachsen waren zum 31.12.2009 923 Biogasanlagen mit einer elektrischen Nennleistung von etwa 487 MW installiert.[3] Diese produzierten im Jahr 2009 insgesamt 2.941.151.403 kWh Strom. Damit erreichten die niedersächsischen Biogasanlagen eine durchschnittliche Auslastung von rund 7.167 Volllaststunden und lagen damit rund 5 % über dem Bundesschnitt von 6.818 Volllaststunden. Gegenüber 2008 konnten die Biogasanlagen in Niedersachsen 2009 ihre Auslastung und damit ihre Effizienz um 5,3 % erhöhen.

[3] Nach Auswertung der EEG-Jahresendabrechnung der Bundesnetzagentur 2009.

Nach eigenen Berechnungen auf Basis der Daten der EEG-Jahresendabrechnung der Bundesnetzagentur 2009 wurden für die Biogaserzeugung in Niedersachsen auf rund 170.000 ha Energiepflanzen angebaut. In Niedersachsen wird als Energiepflanze in erster Linie Mais eingesetzt, der rund 95 % der eingesetzten Energiepflanzen ausmacht. Diese Berechnungen decken sich mit den Schätzungen des Niedersächsischen Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (ML, 2010c). Damit werden bei durchschnittlichen Maiserträgen von 45 t FM/ha rund 7,5 Mio. t Silomais jährlich für die Biogaserzeugung eingesetzt. Je nach Region hat dementsprechend der Energiemaisanbau deutlich zugenommen. In einigen Landkreisen Niedersachsens beträgt der Anteil von Energiemais bereits über 20 % der verfügbaren Ackerfläche (bspw. in Celle und Friesland). Im Durchschnitt belegte Energiemais 2009 rund 9 % der gesamten niedersächsischen Ackerfläche.

Neben Energiepflanzen wird als Substrat auch Gülle eingesetzt. Es besteht Unsicherheit über die derzeit in Biogasanlagen verwertete Wirtschaftsdüngermenge. Als eine Möglichkeit der Abschätzung der eingesetzten Mengen an Gülle können die Daten der EEG-Jahresendabrechnung der Bundesnetzagentur 2009 zu den vergüteten Strommengen im Rahmen der Zahlungen des Güllebonus genutzt werden. Rund 48 % der Biogasanlagen (443 Anlagen) erhielten 2009 den Güllebonus und setzten dementsprechend an jedem Tag des Jahres mindestens 30 % Gülle, gemessen in Frischmasseanteil am Substratmix, ein. 480 Biogasanlagen erhielten keinen Güllebonus. Unterstellt man auf Basis von Experteneinschätzungen, dass Biogasanlagen mit Güllebonus durchschnittlich rund 40 % Frischmasseanteil Gülle im Substratmix und Biogasanlagen ohne Güllebonus rund 10 % Frischmasseanteil Gülle im Substratmix erreichen, können auf Basis des durchschnittlichen Energiegehaltes und Biogasbildungspotenziales von Gülle und Silomais (z. B. LFL, 2011) die eingesetzten Güllemengen berechnet werden.

Bei einem Frischmasseanteil der Gülle von 40 % (Anlagen mit Güllebonus) werden aufgrund des wesentlich niedrigeren Energiegehaltes von Gülle gegenüber bspw. Silomais nur rund 7,2 % der erzeugten Energie aus der Gülle gewonnen. Bei einem Frischmasseanteil der Gülle von 10 % (Anlagen ohne Güllebonus) werden nur rund 1,3 % der erzeugten Energie aus Gülle gewonnen. Insgesamt wurden nach eigenen Berechnungen in Niedersachsen 2009 rund 2,5 Mio. t Gülle eingesetzt (vgl. Tabelle 13.1-2). Das niedersächsische Landwirtschaftsministerium ML (2010b) kommt zu anderen Werten: Ihren Schätzungen zufolge werden in Niedersachsen rund 7,7 Mio. t Gülle und 0,88 Mio. t Festmist in Biogasanlagen verwertet. Diese Werte erscheinen jedoch recht hoch. Je nach Schätz- bzw. Berechnungsmethode liegt der gesamte Anfall an Gülle in Niedersachsen zwischen 34,1 und 53,6 Mio. t/Jahr (ML, 2010b, eigene Berechnungen nach Invekos-Daten). Damit wird deutlich, dass 2009 nur zwischen 4,7 und 7,3 % der niedersächsischen Gülle in Biogasanlagen verwertet wurde. Auch die Erhebung über die Wirtschaftsdüngerausbringung im Kalenderjahr 2010 weist in den bereits vorliegenden, vorläufigen Ergebnissen für Deutschland sehr hohe Anteile von Rohgülle gegenüber flüssigen Gärresten aus. Der Anteil der Wirtschaftsdünger, die in Biogasanlagen fermentiert werden, kann nach diesen Zahlen

nicht deutlich über 10 % der niedersächsischen Gülle liegen. Ergebnisse auf Länderebene liegen noch nicht vor.

Tabelle 13.1-2: Berechnungsgrundlagen zur Bestimmung der eingesetzten Güllemenge in niedersächsischen Biogasanlagen

	Anzahl Anlagen	**Installierte el. Leistung**	**Summe Jahresarbeit**	*davon:* **Energie aus Gülle**	**Gülle-einsatz**
		MW	kWh_{el}	kWh_{el} [1)]	t
Anlagen					
mit Güllebonus	443	436	1.237.735.382	89.570.305	2.019.373
ohne Güllebonus	480	533	1.703.416.022	21.863.461	492.914
Summe	923	487	2.941.151.403	111.433.766	2.512.287
	TM %	**oTM %**	**Nl/kg oTM**	**Nm^3/t FM**	**CH_4 %**
Substrat					
Maissilage	30,0	95,7	594,6	190,0	52,5
Milchviehgülle	8,5	85,0	280,0	20,2	55,0
Schweinegülle	6,0	85,0	400,0	20,4	60,0
Mittelwert Gülle	7,3	85,0	340,0	20,3	57,5

1) Annahmen: elektrischer Wirkungsgrad BHKW 38 %; Stromerzeugung/m^3 Methan entspricht 10 kWh.
Nl: Normliter, Nm^3: Normkubikmeter
Quelle: Eigene Berechnungen, EEG-Jahresendabrechnung der Bundesnetzagentur (2009), LfL (2011).

Neben Strom wird in Biogasanlagen auch Wärme erzeugt, die als sog. Abwärme derzeit nur ein Nebenprodukt der Produktion darstellt. Die Abwärmenutzung von Biogasanlagen in Niedersachsen kann auf Basis der Daten zur Vergütung der Kraft-Wärme-Kopplung (KWK-Bonus) der EEG-Jahresendabrechnung der Bundesnetzagentur 2009 berechnet werden. Von den 923 niedersächsischen Biogasanlagen haben 639 eine KWK-bonusfähige Wärmenutzung installiert. Dies entspricht einer Quote von rund 69 %. Unter den gesetzten Annahmen zu den durchschnittlichen Stromkennzahlen der Biogasanlagen kann die durchschnittliche Wärmenutzung dieser Anlagen auf 3.266 kWh_{therm}/installierter kW_{el} Anlagenleistung beziffert und in Summe auf rund 1.117 GWH_{therm} geschätzt werden (vgl. Tabelle 13.1-3). Damit nutzen Biogasanlagen, die eine Abwärmenutzung installiert haben, bei einem unterstellten Prozesswärmebedarf von durchschnittlich 30 % der erzeugten Bruttowärme rund 41,6 % der anfallenden Nettowärme (ohne Prozesswärme). Werden auch die Biogasanlagen ohne Wärmenutzung berücksichtigt, reduziert sich die durchschnittliche Quote der Wärmenutzung in Niedersachsen auf rund 28,8 % der anfallenden Nettowärme. An dieser Stelle kann nicht beurteilt werden, wie hoch der Anteil der tatsächlich im Sinne des Klimaschutzes sinnvoll genutzten Wärme ist.

Tabelle 13.1-3: Wärmenutzung in niedersächsischen Biogasanlagen

Anlagen-größe	Summe KWK-Stromerzeugung	Summe inst. Leistung	Anzahl Anlagen	Strom-Kennzahl	Summe KWK-Wärmenutzung	Wärme-nutzung
kW_{el}	kWh_{el}	kW_{el}			kWh_{therm}	kWh_{therm} je inst. kW_{el}
bis 150 kW	5.438.970	1.380	15	0,86	4.677.514	3.390
151-500 kW	345.054.924	102.563	286	0,89	307.098.882	2.994
über 500 kW	905.048.165	238.169	338	0,89	805.492.867	3.382
Gesamt	**1.255.542.059**	**342.112**	**639**		**1.117.269.263**	**3.266**

Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis der EEG-Jahresendabrechnung der Bundesnetzagentur (2009).

Mögliche Emissionsminderung

Für die folgenden Berechnungen wird zum einen auf die Werte des WISSENSCHAFTLICHEN BEIRATES AGRARPOLITIK (WBA, 2007) zurückgegriffen, zum anderen werden dLUC und iLUC auf Basis der Empfehlungen des Umweltbundesamtes und des WISSENSCHAFTLICHEN BEIRATES GLOBALE UMWELTVERÄNDERUNGEN verwendet (WBGU 2008; FRITSCHE et al., 2010). Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Unsicherheiten im Bereich iLUC groß sind und die errechneten Einsparpotenziale auch deutlich niedriger sein können.

Derzeitige THG-Vermeidung in Niedersachsen durch Biogasanlagen

In Niedersachsen werden ohne Berücksichtigung von Landnutzungsänderungen durch die Erzeugung von Biogas derzeit jährlich rund 1,48 Mio. t $CO_{2\text{-Äq.}}$ vermieden (Tabelle 13.1-4). Bei Berücksichtigung von Emissionen durch direkte Landnutzungsänderungen aufgrund von Grünlandumbruch für Biogasmais, der 2007 in Niedersachsen bei rund 6.600 ha lag (OSTERBURG, 2010), reduziert sich die THG-Vermeidung auf rund 1,47 Mio. t $CO_{2\text{-Äq.}}$. Bei Berücksichtigung von indirekten Landnutzungsänderungen durch den Energiemaisanbau auf rund 170.000 ha reduziert sich die THG-Vermeidung auf 0,87 Mio. t $CO_{2\text{-Äq.}}$ (iLUC 25 % Niveau) bzw. 0,27 Mio. t $CO_{2\text{-Äq.}}$ (iLUC 50 % Niveau) (vgl. Tabelle 13.1-4).

Tabelle 13.1-4: Derzeitige THG-Vermeidung in Niedersachsen durch Biogasanlagen je Jahr

	Energie-erzeugung 2009	Treibhausgasvermeidung			
		ohne LUC	mit dLUC	mit dLUC und iLUC 25 %	mit dLUC und iLUC 50 %
Nutzungspfad	kWh_{el}	t $CO_{2\text{-Äq.}}$	t $CO_{2\text{-Äq.}}$	t $CO_{2\text{-Äq.}}$	t $CO_{2\text{-Äq.}}$
Biogaserzeugung aus Gülle	111,433,766	137,844	137,844	137,844	137,844
Biogaserzeugung aus Mais	2,829,717,637	1,344,116	1,327,360	732,360	128,860
Gesamt	**2,941,151,403**	**1,481,959**	**1,465,204**	**870,204**	**266,704**

Berechnungsgrundlagen:
THG-Vermeidung (ohne LUC) bei Güllevergärung: 1.237 g $CO_{2\text{Äq.}}$/kWh_{el}; bei Maisvergärung: 475 g $CO_{2\text{-Äq.}}$/kWh_{el}.
THG-Emissionen durch dLUC (Umbruch von Grünland): 2,63 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha; Umbruch von Grünland für Biogasmais in Niedersachsen: 6.600 ha (2007); entspricht 0,102 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha in Bezug auf 170.000 ha Biogasmais.
THG-Emissionen durch iLUC auf 25 % Niveau: 3,5 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha.
THG-Emissionen durch iLUC auf 50 % Niveau: 7,05 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha.
THG-Vermeidung durch Mais (ohne LUC): 7,91 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha; Anbaufläche 170.000 ha
Quelle: Eigene Berechnungen nach WBA (2007), Fritsche et al. (2010), Osterburg (2010).

Zukünftige Potenziale der THG-Vermeidung in Niedersachsen durch Biogasanlagen

Zur Ermittlung der zukünftigen Potenziale der Treibhausgasvermeidung durch die Biogaserzeugung in Niedersachsen sollen an dieser Stelle zwei Szenarien vorgestellt werden (s. u.), die den Zusammenhang zwischen dem Einsatz unterschiedlicher Gärsubstrate (Gülle, Mais) und der Klimawirkung verdeutlichen. Grundsätzlich gilt, dass im Sinne eines höheren Beitrages der Biogaserzeugung zum Klimaschutz der Anteil an Wirtschaftsdünger (Gülle) als Substrat, vor allem in den zukünftigen Biogasanlagen in Niedersachsen, deutlich gesteigert werden muss.

Bevor die zwei Szenarien im Folgenden vorgestellt werden, ist es wichtig darauf hin zu weisen, dass es weitere wichtige Maßnahmen zur Reduzierung von Treibhausgasen im Bereich der Biogaserzeugung gibt. Dazu gehören die nachträgliche Abdeckung von Gärrestlagern, die Erhöhung der Wärmenutzung und Auslastung von Biogasanlagen sowie eine verbesserte Ausbringungstechnik von Gärresten. Die THG-Minderungspotenziale dieser Maßnahmen konnten in der begrenzten Projektlaufzeit nicht quantifiziert werden. Dennoch lässt sich festhalten, dass die Umsetzung dieser Maßnahmen zu einer deutlichen Verbesserung der Klimabilanz bestehender Biogasanlagen beitragen kann.

Szenario 1: Alle derzeit bestehenden 923 Biogasanlagen in Niedersachsen setzen zukünftig 40 % Gülle am Frischmassesubstratinput ein. Sie erfüllen damit die Bedingungen des im EEG 2009 geregelten Güllebonus, für den ein täglicher Gülleinput von mind. 30 % benötigt wird. In diesem Szenario erhöht sich die erzeugte Energie aus Gülle, da rund 4,2 anstatt bisher 2,5 Mio. t Gülle im Jahr in Biogasanlagen eingesetzt wird. Da in Szenario 1 davon ausgegangen wird, das der Gesamtinput an Substraten gleich bleibt, reduzieren sich

der Anteil Energiemais am Substratmix, die gesamte geleistete energetische Jahresarbeit (um rund 12,3 %) und der Anbauumfang für Energiemais (von 177.000 auf 144.000 ha).

Tabelle 13.1-5: Jahresarbeit, Energie aus Gülle und Gülleeinsatz in Szenario 1

	Anzahl Anlagen	**Ø installierte el. Leistung**	**Summe Jahresarbeit**	*davon:* **Energie aus Gülle**	**Gülle-einsatz**
		kW_{el}	kWh_{el}	kWh_{el}	t
Anlagen	923	487	2.578.848.210	186.621.651	4.207.407

Quellen: Eigene Berechnungen.

In Szenario 1 würde sich durch den erhöhten Gülleeinsatz in Niedersachsen die jährliche THG-Vermeidung ohne Berücksichtigung von Landnutzungsänderungen von derzeit rund 1,48 auf 1,37 Mio. t $CO_{2\text{-Äq.}}$ reduzieren (vgl. Tabelle 13.1-6). Dies ist durch den niedrigeren Energiegehalt von Gülle gegenüber Mais zu erklären, wodurch sich die gesamte Energieerzeugung reduziert. Es ist jedoch anzunehmen, dass die Betreiber bei einem erhöhten Gülleeinsatz weitere Änderungen vornehmen (wie z.B. kürzere Verweilzeiten), um dennoch eine gleich hohe Stromerzeugung und damit eine Auslastung des BHKW zu gewährleisten.

Tabelle 13.1-6: Potenziale der jährlichen THG-Vermeidung in Niedersachsen durch Biogasanlagen bei einem Gülleinput von durchschnittlich 40 % am gesamten Substratinput (Szenario 1)

	Energie-erzeugung 2009	**Treibhausgasvermeidung**			
		ohne LUC	**mit dLUC**	**mit dLUC und iLUC 25 %**	**mit dLUC und iLUC 50 %**
Nutzungspfad	kWh_{el}	t $CO_{2\text{-Äq.}}$	t $CO_{2\text{-Äq.}}$	t $CO_{2\text{-Äq.}}$	t $CO_{2\text{-Äq.}}$
Biogaserzeugung aus Gülle	186.621.651	230.851	230.851	230.851	230.851
Biogaserzeugung aus Mais	2.392.226.559	1.136.308	1.121.616	617.616	106.416
Gesamt	**2.578.848.210**	**1.367.159**	**1.352.467**	**848.467**	**337.267**

Berechnungsgrundlagen:
THG-Vermeidung (ohne LUC) bei Güllevergärung: 1.237 g $_{Äq.}$/kWh_{el}; bei Maisvergärung: 475 g $CO_{2\text{-Äq.}}$/kWh_{el}.
THG-Emissionen durch dLUC (Umbruch von Grünland): 2,63 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha; Umbruch von Grünland für Biogasmais in Niedersachsen: 6.600 ha (2007); entspricht 0,121 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha in Bezug auf 144.000 ha Biogasmais.
THG-Emissionen durch iLUC auf 25 % Niveau: 3,5 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha.
THG-Emissionen durch iLUC auf 50 % Niveau: 7,05 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha.
THG-Vermeidung durch Mais (ohne LUC): 7,91 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha; Anbaufläche 144.000 ha
Quelle: Eigene Berechnungen nach WBA (2007), Fritsche et al. (2010), Osterburg (2010).

Werden allerdings beim Vergleich indirekte Landnutzungsänderungen berücksichtigt, die durch den Energiemaisanbau entstehen, so zeigt sich, dass der deutlich reduzierte Anbauumfang von Energiemais aufgrund des höheren Gülleanteils in den Biogasanlagen je nach Ausgangssituation zu einer höheren THG-Vermeidung führen kann. Im konkret berechneten Szenario verändert sich die THG-Vermeidung auf dem iLUC-Niveau von 25 % allerdings kaum. Wird dagegen ein iLUC-Niveau von 50 % unterstellt, erhöht sich die THG-Vermeidung von derzeit 0,27 Mio. t (Tabelle 13.1-4, s.o.) auf 0,34 Mio. t $CO_{2\text{-Äq.}}$ (vgl. Tabelle 13.1-6).

Die Ergebnisse in Szenario 1 zeigen, dass eine Erhöhung des Gülleeinsatzes in bestehenden Anlagen auf 40 % Gülle am Frischmassesubstratinput auf der einen Seite zu einer Reduzierung der gesamt THG-Vermeidung um rund 115.000 t führt (ohne Berücksichtigung von LUC). Auf der anderen Seite steigt jedoch die THG-Vermeidung je erzeugter Energieeinheit (kWh) von 504 auf 530 g/kWh (ohne Berücksichtigung von LUC). Grund für die Reduzierung der gesamt THG-Vermeidung ist die niedrige Energieerzeugung aus Gülle im Vergleich zu Mais. Damit wird insgesamt weniger Energie produziert. Die eingesetzten Substrate sind aber effizienter hinsichtlich der spezifisch erreichten THG-Reduzierung. Darüber hinaus werden in diesem Szenario 33.000 ha Ackerflächen frei, die nicht mehr für den Energiemaisanbau genutzt und daher wieder der Lebensmittelerzeugung zugeführt werden können.

Szenario 2: Neben Szenario 1 für bestehende Biogasanlagen wird in Szenario 2 angenommen, dass in Zukunft neue Biogasanlagen Gülle zu 95 % des Frischmassesubstratinput einsetzen. Maximal 5 % des Substrates dürfen aus Energiepflanzen stammen. Der Einsatz von Getreidekorn oder Zuckerrüben ist in diesem Szenario jedoch nicht zulässig, um den Einsatz von nachhaltig erzeugten Energiepflanzen oder Reststoffen zu befördern. In den folgenden Berechnungen wird jedoch vereinfachend von einem Einsatz von Energiemais ausgegangen. Szenario 2 ist additiv zu Szenario 1 zu verstehen. Insgesamt sollen durch Szenario 1 und Szenario 2 in Summe rund 50 % der in Niedersachsen anfallenden rund 44 Mio. t Gülle in Biogasanlagen verwertet werden.

Tabelle 13.1-7: Anzahl Biogasanlagen, Jahresarbeit, Energie aus Gülle und Gülleeinsatz in Tonnen in Szenarien 1 und 2

	Anzahl Anlagen	**Ø installierte el. Leistung**	**Summe Jahresarbeit**	*davon:* **Energie aus Gülle**	**Gülle-einsatz**
		kW_{el}	kWh_{el}	kWh_{el}	t
Altanlagen (40 % Gülle/60 % Mais)	923	487	2.578.848.210	186.621.651	4.207.407
Neuanlagen (95 % Gülle/5 % Mais)	990	150	1.312.734.290	905.524.113	17.717.593
Gesamt	**1.913**	**313**	**3.891.582.500**	**1.092.145.764**	**21.925.000**

Quellen: Eigene Berechnungen.

In diesem Szenario erhöht sich dementsprechend die erzeugte Energie aus Gülle, da in Summe aus Szenario 1 und Szenario 2 rund 22 Mio. t anstatt der bisher 2,5 Mio. t Gülle im Jahr in Biogasanlagen eingesetzt werden. Um die gegenüber Szenario 1 zusätzliche Menge von 17,7 Mio. t Gülle in Biogasanlagen vergären zu können, müsste der Bestand an Biogasanlagen etwa verdoppelt werden. Das bedeutet, dass rund 990 Biogasanlagen mit jeweils 150 kW_{el} installierter Leistung neu in Niedersachsen errichtet werden müssten (vgl. Tabelle 13.1-7). Durch die zusätzlich benötigten Anlagen erhöht sich der Anbauumfang für Energiemais gegenüber Szenario 1 um rund 21.000 auf rund 165.000 ha und würde damit aber noch immer unterhalb des Ist-Zustand liegen. In Szenario 2 würde sich gegenüber Szenario 1 durch den erhöhten Gülleeinsatz in Niedersachsen die jährliche THG-Vermeidung ohne Berücksichtigung von Landnutzungsänderungen von rund 1,37 (Tabelle 13.1-6) auf 2,68 Mio. t $CO_{2\text{-Äq.}}$ (Tabelle 13.1-8) erhöhen. Die Jahresarbeit (Stromerzeugung) könnte sich von 2,6 auf 3,9 Mrd. kWh_{el} erhöhen.

Tabelle 13.1-8: Potenziale der jährlichen THG-Vermeidung in Niedersachsen durch einen Gülleinput von 40 % am gesamten Substratinput in Altanlagen (vgl. Szenario 1) sowie neuen Biogasanlagen bei einem Gülleinput von durchschnittlich 95 % am gesamten Substratinput (Szenario 2)

	Energie-erzeugung	**Treibhausgasvermeidung**			
		ohne LUC	**mit dLUC**	**mit dLUC und iLUC 25 %**	**mit dLUC und iLUC 50 %**
Nutzungspfad	kWh_{el}	t $CO_{2\text{-Äq.}}$	t $CO_{2\text{-Äq.}}$	t $CO_{2\text{-Äq.}}$	t $CO_{2\text{-Äq.}}$
Altanlagen					
Biogaserzeugung aus Gülle	186.621.651	230.851	230.851	230.851	230.851
Biogaserzeugung aus Mais	2.392.226.559	1.136.308	1.121.616	617.616	106.416
Neuanlagen					
Biogaserzeugung aus Gülle	905.524.113	1.120.133	1.120.133	1.120.133	1.120.133
Biogaserzeugung aus Mais	407.210.177	193.425	193.425	91.384	17.821
Gesamt	**3.891.582.500**	**2.680.717**	**2.666.025**	**2.059.984**	**1.475.221**

Berechnungsgrundlagen:
THG-Vermeidung (ohne LUC) bei Güllevergärung: 1.237 g $_{Äq.}$/kWh_{el}; bei Maisvergärung: 475 g $CO_{2\text{-Äq.}}$/kWh_{el}.
THG-Emissionen durch dLUC (Umbruch von Grünland): 2,63 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha; Umbruch von Grünland für Biogasmais in Niedersachsen: 6.600 ha (2007); entspricht 0,121 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha in Bezug auf 164.700 ha Biogasmais.
THG-Emissionen durch iLUC auf 25 % Niveau: 3,5 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha.
THG-Emissionen durch iLUC auf 50 % Niveau: 7,05 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha.
THG-Vermeidung durch Mais (ohne LUC): 7,91 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha; Anbaufläche 164.700 ha
Gesamtgülleaufkommen (gemittelt): 43,85 Mio. t/Jahr
Quelle: Eigene Berechnungen nach WBA (2007), Fritsche et al. (2010), Osterburg (2010).

Werden indirekte Landnutzungsänderungen berücksichtigt, kann sich der deutlich reduzierte Anbauumfang von Energiemais aufgrund des höheren Gülleanteils in den Biogasanlagen positiv auswirken. Obwohl in Szenario 2 durch die zusätzlich benötigten Anlagen der Anbauumfang von Energiemais steigt, werden immerhin noch 12.000 ha weniger Flä-

che benötigt als im Status quo. Die THG-Vermeidung auf dem iLUC-Niveau von 25 % erhöht sich gegenüber Szenario 1 von 0,85 Mio. t $CO_{2\text{-Äq.}}$ auf 2,06 Mio. t $CO_{2\text{-Äq.}}$.

Der Vergleich der Szenarien 1 und 2 zeigt, dass es vor allem erforderlich wäre, den obligatorischen Gülleeinsatz bzw. die Verwendung von landwirtschaftlichen Rest- und Abfallstoffen deutlich – auf mindestens 95 % Masseanteile (WBA, 2011) – anzuheben, um die größtmögliche THG-Vermeidung durch die Biogaserzeugung zu erreichen. Vor allem aber kann die THG-Vermeidung je Energieeinheit im Vergleich zum Ist-Zustand (504 g $CO_{2\text{-Äq.}}$/kWh) auf 689 g $CO_{2\text{-Äq.}}$/kWh erhöht werden (ohne Berücksichtigung von LUC). Bei Berücksichtigung von direkten Landnutzungsänderungen und einem iLUC von 25 % beträgt die THG-Vermeidung je Energieeinheit 530 gegenüber 296 g $CO_{2\text{-Äq.}}$/kWh im Ist-Zustand. In Summe ist eine zusätzliche Einsparung von rund 1,2 Mio. t $CO_{2\text{-Äq.}}$ im Vergleich zum Ist-Zustand der derzeitigen THG-Vermeidung durch die Biogaserzeugung in Niedersachsen möglich.

Abbildbarkeit in der Emissionsberichterstattung

Die veränderte THG-Bilanz der Biogaserzeugung als Substitut für fossile Energieträger kann dem Sektor „Energie“ im Emissionsinventar gutgeschrieben werden. Verminderte Emissionen durch entsprechende Lagerung und Ausbringung der Gärreste können im Emissionsinventar im Sektor „Landwirtschaft“ abgebildet werden und sind damit als THG-Minderungsziele anrechenbar. Allerdings erfordert dies eine bessere Erfassung der Gärsubstratzusammensetzungen, des Gärrestmanagements sowie der damit verbundenen Emissionen.

Fazit

Aus Sicht des Klimaschutzes sollten folgende Punkte zur Optimierung von Biogasanlagen umgesetzt werden: Im Falle von Neuanlagen sollten Anlagen mit einem hohen Gülleeinsatz bevorzugt werden. Für alle Anlagen ist die gasdichte Abdeckung von Gärrestlagern zu realisieren (Auflage/Förderung), sinnvolle Wärmekonzepte[4] sind auszubauen. Effiziente Nährstoffkonzepte (ausreichende Lagerkapazität für Gärreste – auch in Maisfruchtfolgen, Optimierung der Düngeplanung mit Gärresten, Anrechnung auch der pflanzlichen Anteile von Gärrückständen auf die maximale Aufbringungsmenge für organischen Stickstoff, Verbesserung von Dokumentation und Nachvollziehbarkeit der Nährstoff- und Stoffströme von Biogasanlagen) müssen ein integraler Bestandteil sein. Außerdem kann die Biogasproduktion Optionen für eine Entzerrung der Verwendung von Wirtschaftsdünger bieten, wenn Hühnertrockenkot und Festmist sowie transportwürdige Anteile aus der

[4] Die höchste Effizienz können Biogasanlagen dann erreichen, wenn die anfallende überschüssige Wärme weitgehend direkt bei der Biogasanlage, über Nahwärmenetze oder über einen Transport des Biogases in Mikrogasnetzen, unter Klimaschutzgesichtspunkten sinnvollen Wärmenutzungspfaden, genutzt werden kann (BMU, 2008).

Gülleseparierung aus Veredelungsregionen gezielt Biogasanlagen in Ackerbaugebieten zugeführt werden. Unter Berücksichtigung der genannten Aspekte ist die Substitution von fossilen Energieträgern durch die Biogaserzeugung als Klimaschutzmaßnahme zu empfehlen.

13.2 Biokraftstoffe

Maßnahmenbeschreibung

Durch den Anbau von Energiepflanzen für die Biokraftstoffproduktion, verbunden mit der Errichtung von Anlagen zur Biokraftstoffproduktion und der Verwendung von Biokraftstoffen, sollen fossile Energieträger substituiert werden. Eine Reduzierung von THG-Emissionen soll durch geringere Nettotreibhausgasemissionen durch den Einsatz von Biokraftstoffen gegenüber fossilen Kraftstoffen erreicht werden.

Wirkung auf Treibhausgasemissionen

THG-Minderungspotenzial

Als Biokraftstoffe gelten Biodiesel, Pflanzenöle, Ethanol, Methan aus Biogas oder die in der Entwicklung befindlichen Synthese- oder BTL-Kraftstoffe (**b**iomass-**t**o-**l**iquid). Abgesehen von Biomethan, welches chemisch identisch dem Erdgas ist, sind Biokraftstoffe flüssig und in vielen Parametern mit fossilen Kraftstoffen vergleichbar. Sie sind über das bestehende Tankstellennetz verteilbar und können die herkömmlichen Treibstoffe vergleichsweise einfach ersetzen. Im Transportsektor gelten Biokraftstoffe als wichtige Option, um die Treibhausgasemissionen zu reduzieren, da ihnen ein Potenzial zur Reduktion von Treibhausgasen zugeschrieben wird (FNR, 2010c).

Die stationäre Nutzung in Blockheizkraftwerken (BHKW) zur Erzeugung von Strom und Wärme ist hinsichtlich der Einsparung von THG-Emissionen effizienter als die Nutzung als Kraftstoff (BRINGEZU et al., 2009). Nach EDWARDS et al. (2008) können durch die Nutzung von Biomasse zur Strom- und Wärmeerzeugung mehr als doppelt so viel fossile Energieträger eingespart werden, als durch die Nutzung von Biokraftstoffen im Verkehrssektor. Auch in anderen wissenschaftlichen Studien wird diese Einschätzung vertreten (BESSOU et al., 2010; LARSSON, 2006).

Grundsätzlich sind die THG-Emissionen von Biokraftstoffen während der Erzeugung, Bereitstellung und dem Einsatz im großen Maße davon abhängig, welcher Biokraftstoff und welche Energiepflanzen betrachtet werden, wie die Inputgrößen bei der Erzeugung bewertet (bspw. Düngemittel, Maschineneinsatz etc.), ob und in welcher Höhe Koppelprodukte berücksichtigt und ob externe Effekte einbezogen werden. Direkte und indirekte Landnutzungsänderungen und die damit einhergehenden THG-Emissionen wurden bisher nur selten bei der Beurteilung von Biokraftstoffen einbezogen.

Das Umweltbundesamt errechnete für die CO_2-Vermeidung durch erneuerbare Kraftstoffe ohne Einbezug von direkten und indirekten Landnutzungsänderungen CO_2-Vermeidungsfaktoren von 139 g $CO_{2\text{-Äq.}}$/kWh für Biodiesel, 173 g $CO_{2\text{-Äq.}}$/kWh für Pflanzenöl und 158 g $CO_{2\text{-Äq.}}$/kWh für Bioethanol. Beim Einsatz flüssiger Biomasse zur Stromerzeugung liegt der CO_2-Vermeidungsfaktor bei 570 g $CO_{2\text{-Äq.}}$/kWh (MEMMLER et al., 2009). Ebenfalls ohne Berücksichtigung von Landnutzungsänderungen wurden Biokraftstoffe in den letzten Jahren in zahlreichen Studien untersucht. So kommt der WBGU (2008) zu dem Schluss, dass Produktion und Verwendung von Biokraftstoffen in konventionellen Verbrennungsmotoren eine ineffiziente Art der Ressourcennutzung ist, da nur 5 bis 10 % der gespeicherten Energie als Antriebsenergie genutzt werden kann. Bei Biotreibstoffen aus heimischen Energieträgern wie Mais und Raps liegen die Emissionen sogar höher als bei fossilen Treibstoffen, wenn der Anbau zu Emissionen aus indirekten Landnutzungsänderungen führt. Dies gilt grundsätzlich auch für Treibstoffe der zweiten Generation wie z. B. BTL (WBGU, 2008). Für Biodiesel können nach einer Studie des DBFZ (2010) selbst ohne Einbezug indirekter Emissionen die nach RES-D von der EU geforderten THG-Einsparungen von derzeit 35 % gegenüber der fossilen Referenz nur knapp eingehalten werden. Die ab 2017 geforderte THG-Einsparung von 50 % gegenüber der fossilen Referenz kann nur bei maximaler Ausschöpfung von Optimierungspotenzialen im Produktionsprozess erreicht werden (DBFZ, 2010). KALIES et al. (2007) beurteilen, dass durch die Beimischung von 5 % Ethanol zu Benzin oder 5 % Biodiesel zu fossilem Diesel eine maximale THG-Emissionsminderung im Vergleich zu fossilen Treibstoff von 1,5 bis 3 % erreicht werden kann.

Für den Einsatz von Bioethanol im Verkehrssektor kommen MÜLLER-LANGER et al. (2009) dagegen zu höheren THG-Minderungspotenzialen. Die Emissionsminderung gegenüber der fossilen Referenz wird mit 47 bis 71 % angegeben. Dabei gibt es große Unterschiede hinsichtlich der potenziellen Emissionsminderung bei verschiedenen Ausgangssubstraten (Energiepflanzen). Nach ZAH et al. (2007) können durch Biokraftstoffe Emissionsminderungen von über 50 % erreicht werden, wenn Abfallstoffe, Gülle, Gras, Holz oder Zuckerrohr als Rohstoff eingesetzt werden. Mit heimischer Anbaubiomasse können diese THG-Minderungen nicht erreicht werden (ZAH et al., 2007). RETTENMAIER et al. (2008) empfehlen auch die Weiterverarbeitung von Bioethanol zu Ethyl-Tertiär-Butyl-Ether (ETBE), da dieses eine günstigere THG-Bilanz als andere Ethanol- oder BTL-Linien aufweist. Allerdings ist das mengenmäßige Potenzial von ETBE derzeit technisch noch sehr begrenzt. BTL-Kraftstoffen wird in Ökobilanzierungen oft eine im Vergleich zu anderen Biokraftstoffen bessere Treibhausgasbilanz bescheinigt (MENICHETTI und OTTO, 2008). Allerdings funktionieren die betrachteten Verfahren bisher nur im Pilotmaßstab und sind noch mit einigen ungelösten Problemen verbunden, bspw. mit Schlackebildung während der Vergasung, sodass der SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) in einer Stellungnahme an die Bundesregierung nicht mit einer Marktreife für BTL-Kraftstoffe vor 2020 rechnet (SRU, 2008).

Dass durch die Erzeugung von Biodiesel und Bioethanol nur ein im Vergleich zu anderen Bioenergielinien sehr geringer Beitrag zur $CO_{2\text{-Äq.}}$-Vermeidungsleistung erreicht werden kann, resümieren sowohl der WISSENSCHAFTLICHE BEIRAT AGRARPOLITIK als auch die EUROPÄISCHE KOMMISSION. So gibt der WISSENSCHAFTLICHE BEIRAT AGRARPOLITIK (2007) eine THG-Vermeidungsleistung in einer Größenordnung von 1,8 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha für Bioethanol aus Getreide und 2,5 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha für Biodiesel aus Raps an, die EUROPÄISCHE KOMMISSION eine THG-Vermeidungsleistung zwischen rund 2 und 5 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha je nach untersuchtem Biotreibstoffpfad und betrachteter Rohstoffbasis (EDWARDS et al., 2008). Auch in anderen wissenschaftlichen Studien wird die potenzielle THG-Vermeidungsleistung in diesen Größenordnungen angegeben (BESSOU et al., 2010; LARSSON, 2006). Die Energie- und Treibhausgasbilanzen von Biokraftstoffen gegenüber fossilen Kraftstoffen sind in den meisten Fällen nur dann positiv, wenn Landnutzungsänderungen unberücksichtigt bleiben (BRINGEZU, 2009; EDWARDS et al., 2010). In einer Studie des United Nations Environmental Programms (BRINGEZU, 2009) wird davon ausgegangen, dass bei der Berücksichtigung von indirekten Landnutzungsänderungen die meisten Biokraftstoffe keinen oder nur einen geringfügigen Beitrag zur THG-Minderung liefern und diese mitunter sogar höhere Emissionen als fossile Kraftstoffe aufweisen können. Zu ähnlichen Ergebnissen kommt auch die Europäische Kommission in einer neueren Studie des Joint Research Centres - Institute for Energy, in der die biokraftstoff-bedingten Emissionen durch indirekte Landnutzungsänderungen untersucht wurden (EDWARDS et al., 2010).

Hohe Emissionsminderungen durch Biokraftstoffe können nur dann erreicht werden, wenn diese aus Abfallstoffen und Wirtschaftsdüngern gewonnen werden. Allerdings ist eine Verarbeitung dieser Ausgangsstoffe aufgrund der ausschließlich dezentralen Verfügbarkeit kaum in großtechnischen Anlagen möglich (BRINGEZU et al., 2009).

Resümierend kommt der Sachverständigenrat für Umweltfragen zu dem Ergebnis, dass die nationalen Ausbauziele im Biokraftstoffbereich nur mit schwerwiegenden, auch klimaschädlichen Eingriffen in die Natur und Landschaft sowie großen Nutzungskonflikten erreicht werden können (SRU, 2008). Landnutzungsänderungen und ein hoher Einsatz von Düngemitteln können die Treibhausgasbilanz von Biokraftstoffen ins Negative umkehren. Für einen nachhaltigen Anbau von Energiepflanzen sieht der SRU (2008) national noch einen hohen Nachbesserungsbedarf im landwirtschaftlichen Fachrecht (bspw. Gute fachliche Praxis, Düngemittelrecht). Auf internationaler Ebene wird bemängelt, dass bisher noch kein wirkungsvoller Ordnungsrahmen existiert, mit dem eine nachhaltige Biokraftstoffproduktion gewährleistet werden könnte (SRU, 2008). Die nach Richtlinie 2009/28/EG festgelegten Nachhaltigkeitskriterien für die energetische Nutzung von flüssiger Biomasse und gasförmigen Biokraftstoffen beziehen sich im Bereich der Pflanzenöle nur auf solche, die für eine energetische Verwertung vorgesehen sind. Der überwiegende Anteil der Weltproduktion an Pflanzenölen wird jedoch nicht energetisch genutzt. Der Import von nicht nachhaltig erzeugten Pflanzenölen und deren Nebenprodukte in die EU ist für die Bereiche Ernährung, Tierfutter und industrielle Rohstoffe jedoch nicht geregelt,

sodass der Nettonutzen der Nachhaltigkeitskriterien zum Umwelt-, Klima- und Naturschutz sehr begrenzt ist.

In Tabelle 13.2-1 sind ausgewählte energiebezogene THG-Bilanzen durch den Einsatz von Biotreibstoffen (unterschiedliche deutsche Rohstoffbasis und Nutzungsform) ohne und mit Berücksichtigung direkter und indirekter Landnutzungsänderungen dargestellt. Während ohne Einbezug von Landnutzungsänderungen durch die Biodiesel- und Bioethanolerzeugung und -nutzung noch $CO_{2\text{-Äq.}}$-Einsparungen erreicht werden können, führt deren Einbezug aufgrund der vergleichsweise geringen Hektarenergieerträge zu einem mehr an THG-Emissionen.

Tabelle 13.2-1: Ausgewählte energiebezogene Treibhausgasemissionen durch den Einsatz ausgewählter Biokraftstoff-Pfade ohne sowie mit Berücksichtigung indirekter (iLUC) Landnutzungsänderungen. Positive Werte zeigen eine Minderung der Treibhausgasemission gegenüber dem Einsatz herkömmlicher Energieträger, negative Werte weisen eine zusätzliche Klimabelastung aus

	Substituierter fossiler Energieträger	**Treibhausgasvermeidung**	
		ohne LUC	**mit iLUC 25 %**
Nutzungspfad		g $CO_{2\text{-Äq.}}$/kWh	g $CO_{2\text{-Äq.}}$/kWh
Bioethanol aus Getreide	Benzin	108	-98
Biodiesel aus Rapsöl	Diesel	162	-68

Berechnungsgrundlagen:
Energieertrag inkl. Gutschriften (Sojasubstitut, Glycerin) je ha Raps à 3,7 t Rapsertrag: 15.213 kWh; Energieertrag je ha Getreide à 7,7 t Kornertrag: 16.980 kWh.
Quelle: Eigene Berechnungen nach WBA (2007), Fritsche et al. (2010).

Dauerhaftigkeit/Umkehrbarkeit

Mögliche Emissionsreduktionen durch die Substituierung fossiler Energieträger sind dauerhaft und nicht umkehrbar.

Potenzielle Verdrängungseffekte

Wie bereits beschrieben, können durch die Erzeugung von Energiepflanzen für die Biokraftstofferzeugung indirekte Landnutzungsänderungen auftreten, die zu relevanten Verlagerungs- und Verdrängungseffekten („Leakage“) führen. Die niederländische Umweltagentur (MNP) hat errechnet, dass zur Erreichung eines 10 %-Ziels für Biotreibstoffe im erheblichen Umfang außereuropäische Flächenpotenziale erschlossen werden müssten. Selbst wenn zwei Drittel der in Europa für die Energiepflanzenerzeugung verfügbaren Nutzfläche von rund 20 Mio. ha für die Erzeugung von Biotreibstoffen eingesetzt würden, entspräche der zusätzliche Bedarf an Biotreibstoffen einem Flächenanspruch von rund

6,5 Mio. ha (ca. 5 Mio. ha Diesel aus Palmöl und 1,5 Mio. ha für Ethanol aus Zuckerrohr) (EIKHOUT et al., 2008). Das INSTITUTE FOR EUROPEAN ENVIRONMENTAL POLICY geht davon aus, dass sich der außereuropäische Flächenbedarf für Biokraftstoffe zwischen 2008 und 2020 je nach Nachfrageentwicklung zwischen 4,1 und 6,9 Mio. ha bewegt. Die damit verbundenen Treibhausgasemissionen durch indirekte Landnutzungsänderungen werden auf 44 bis 73 Mio. t $CO_{2\text{-Äq.}}$/Jahr geschätzt (BOWYER, 2010).

Weitere Umweltwirkungen

Durch den intensiven Anbau von Energiepflanzen für die Biokraftstoffproduktion kann es zu negativen ökologischen Auswirkungen kommen. SRU (2007) sehen mögliche Belastungen u.a. durch die erhöhte Verwendung von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln, die Ausweitung des Anbaus pflanzenschutz- und düngeintensiver Kulturen, Landnutzungsänderungen bzw. Umwandlung von Flächen (z. B. Grünlandumbruch durch erhöhte Nachfrage nach Ackerland), verengte bzw. vereinheitlichte Fruchtfolgen, Anbau wasserzehrender Kulturen an trockenen Standorten und Entnahme organischen Materials inklusive Reststoffe (Stroh).

Auch DELUCCHI (2010) zeigt in einer zusammenfassenden Darstellung verschiedener internationaler Studien, dass der Anbau von Energiepflanzen zur Biokraftstoffherstellung sowohl die Problematik der Wasserknappheit als auch -qualität sowie Landnutzungsänderungen verschärft.

Fazit

Ohne Einbezug von Landnutzungsänderungen können Biotreibstoffe zu einer Reduzierung von Treibhausgasen gegenüber fossilen Treibstoffen beitragen. Bei der stationären Nutzung von Biomasse zur Strom- und Wärmeerzeugung sind höhere Treibhausgasreduzierungen möglich als bei der Kraftstoffnutzung. Darüber hinaus führen Landnutzungsänderungen infolge des Anbaus von Energiepflanzen zu Emissionen, die die Treibhausgasbilanzen von Biotreibstoffen signifikant verschlechtern und sogar zu höheren Emissionen als beim Einsatz fossiler Kraftstoffe führen können. Der Einsatz von Biomasse zur Kraftstofferzeugung kann daher nach derzeitigem Stand des Wissens nicht als relevante Klimaschutzmaßnahme empfohlen werden.

13.3 Kurzumtriebsplantagen

Maßnahmenbeschreibung

Eine Kurzumtriebsplantage (KUP) ist eine Anpflanzung von schnellwachsenden Bäumen und Sträuchern mit der Fähigkeit zum Stockausschlag und einem raschen Jugendwachstum zur Erzeugung einer möglichst hohen Menge an holziger Biomasse. Dabei sind vor

allem Baumarten wie Pappeln, Weiden oder Robinien in der Diskussion. Je nach Standortbedingungen können aber auch Bergahorn, Eberesche, Birken, Eschen und Erlen eingesetzt werden. Die Umtriebszeiten bzw. Erntezyklen betragen bei einer KUP in der Regel drei bis fünf Jahre. Die Nutzungsdauer liegt bei mindestens 20 bis 25 Jahren. Erfahrungswerte über die Nutzungsdauer liegen in Deutschland derzeit jedoch noch kaum vor. Nach Experteneinschätzungen könnte diese auch deutlich länger ausfallen. Die KUP ist dabei jedoch nicht mit dem Niederwald zu verwechseln, der zwar ebenfalls zur energetischen Biomassegewinnung genutzt wird, sich aber bezüglich der Artenzusammensetzung, der Bewirtschaftungsweise und Umtriebsdauer von einer KUP unterscheidet und nicht mit der landwirtschaftlichen Flächennutzung konkurriert.

Durch die Anlage von KUP sollen fossile Energieträger vor allem für die thermische Nutzung substituiert werden. Eine Reduzierung von Treibhausgasemissionen soll durch geringere Nettotreibhausgasemissionen durch den Einsatz von Holz gegenüber der Energiegewinnung aus fossilen Energieträgern erreicht werden. Als besonders positive Aspekte der KUP im Kontext des Klimaschutzes werden die hohen Nettoenergieerträge, die geringen Lachgasemissionen und die positive Wirkung auf den Humushaushalt gewertet. (vgl. bspw. KERN et al., 2009; MEYER-MARQUARDT et al., 2006; HELLEBRAND et al., 2003; FLESSA et al., 1998).

Wirkung auf Treibhausgasemissionen

THG-Minderungspotenzial

Die Potenziale von Kurzumtriebsplantagen zur Verminderung von Treibhausgasemissionen werden in der Literatur als hoch eingeschätzt (z. B. WBA, 2007). Dabei werden, wie auch bei anderen Bioenergiepfaden, der stationären energetischen Nutzung von KUP zur Wärmeerzeugung in Kleinfeuerungsanlagen, Heizwerken und Heizkraftwerken oder der kombinierten Strom- und Wärmeerzeugung in Heizkraftwerken gegenüber der mobilen energetischen Nutzung in Fahrzeugen, bspw. als BTL-Kraftstoff, deutlich höhere Potenziale zur Verminderung von THG-Emissionen attestiert (WBA, 2007; LEIBLE et al., 2007).

Grundsätzlich zeichnen sich KUP im Gegensatz zu anderen landwirtschaftlichen Energiepflanzen durch einen deutlich geringeren (energetischen) Input an bspw. Düngemitteln, Maschinen- und Arbeitskräftebedarf, Pflanzenschutzmitteln und in der Regel auch Konversionsaufwand aus. Dies wirkt sich positiv auf den Nettoenergieertrag und auf die Potenziale zur THG-Vermeidung aus. Wie bei anderen Energiepflanzen auch, ist die Klimawirksamkeit von KUP beeinflusst durch direkte und indirekte Landnutzungsänderungen, die mit deren Anbau einhergehen. Wird für die Etablierung einer KUP Dauergrünland umgebrochen, können hohe THG-Emissionen durch Humusabbau entstehen (vgl. Maßnahme „Erhaltung von Dauergrünland/Umbruchlose Grünlanderneuerung“). Neue Techniken zur humusschonenden Etablierung von KUP, bspw. im Schlitzverfahren, können eine Alternative für den flächenhaften Umbruch darstellen. Indirekte Landnutzungsänderungen durch KUP, wie auch bei anderen Energiepflanzen, entstehen vor allem dann, wenn KUP auf ertragreichen Ackerstandorten

etabliert werden. Daher sollte der Anbau von KUP vor allem auf Standorten erfolgen, die eine geringe Konkurrenz zur Lebensmittelproduktion darstellen und damit die Gefahr von indirekten Landnutzungsänderungen reduzieren.

Emissionsminderungen durch die Substitution fossiler Energieträger

Werden durch die Produktion von KUP keine direkten und indirekten Landnutzungsänderungen ausgelöst, können hohe THG-Einsparungen erreicht werden. Der vergleichsweise hohe Beitrag zum Klimaschutz ergibt sich aus den hohen Nettoenergieerträgen, den geringen Anforderungen an Betriebsmittel (z. B. N-Dünger) und den geringen direkten und indirekten Lachgasemissionen (KERN et al., 2009; FLESSA et al., 1998; HELLEBRAND et al., 2003). Der Wissenschaftliche Beirat für Agrarpolitik ermittelte ein THG-Vermeidungspotenzial durch den Einsatz von Hackschnitzeln aus KUP bei mittleren Erträgen (10 t TM/ha und Jahr) je nach Nutzungsformen zwischen 9,7 und 18,2 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha und Jahr (WBA, 2007). Bei den verschiedenen Nutzungsformen wurden Hackschnitzelheizung, Hackschnitzelheizkraftwerk und die Co-Verbrennung von Hackschnitzeln in Kohlekraftwerken betrachtet. Die geringste THG-Vermeidung erzielt demnach die Hackschnitzelheizung mit einer $CO_{2\text{-Äq.}}$-Vermeidung von 0,247 kg $CO_{2\text{-Äq.}}/kWh_{therm}$, das sind ca. 9,7 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha. In den beiden anderen Varianten werden Hackschnitzel in Heizkraftwerken (HKW) eingesetzt. Dabei werden sowohl Strom als auch Wärme produziert. Durch die Verwertung von Hackschnitzel in einem HKW, das ausschließlich Hackschnitzel als Brennstoff einsetzt, wird eine THG-Vermeidung in Höhe von 1,857 kg $CO_{2\text{-Äq.}}/kWh_{el}$ bzw. rund 13,1 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha erreicht. Die Co-Verbrennung von Hackschnitzeln in einem Steinkohle-HKW (10 % Hackschnitzelanteil) ergibt eine Vermeidung in Höhe von 0,909 kg $CO_{2\text{-Äq.}}/kWh_{therm}$ bzw. rund 18,2 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha. Die Unterschiede zwischen den verschiedenen Nutzungsformen ergeben sich im Wesentlichen dadurch, dass verschiedene fossile Energieträger substituiert werden. Bei der Hackschnitzelheizung wird eine Erdgasheizung, bei den beiden anderen Varianten Steinkohle substituiert (WBA, 2007; ZIMMER et al., 2008).

Auch in anderen Studien zeichnet sich der Einsatz von Holz zur kombinierten Wärme- und Stromerzeugung durch sehr hohe potenzielle THG-Minderungspotenziale aus, vor allem wenn die Energieerzeugung in hocheffizienten Großkraftwerken erfolgt (WBGU, 2008; LEIBLE et al., 2007; RAMESOHL, 2006; ARNOLD et al., 2006). So kommen RAMESOHL et al. (2007), die in ihrer Studie den Klimaschutzbeitrag der Biogaserzeugung mit dem der Holznutzung vergleichen, zu dem Ergebnis, dass durch die gekoppelte Strom- und Wärmeerzeugung in einem großen Holz-HKW eine $CO_{2\text{-Äq.}}$-Vermeidung von 0,820 kg $CO_{2\text{-Äq.}}/kWh_{el}$ erreicht werden kann. Die Verstromung von Synthesegas aus Holzvergasung sei dagegen aufgrund von hohen Umwandlungsverlusten mit Emissionen von 0,1 kg $CO_{2\text{-Äq.}}/kWh_{el}$ zwar nahezu klimaneutral, habe aber kaum Potenzial zur THG-Vermeidung. LEIBLE et al. (2007) geben die Potenziale zur $CO_{2\text{-Äq.}}$-Vermeidung von Kleinfeuerungsanlagen und kleinen HKW zur Wärmeerzeugung mit 0,25 bis 0,33 kg $CO_{2\text{-Äq.}}/kWh_{therm}$ an, während in großen Kraftwerken z. B. in Co-Verbrennung im Steinkohlekraftwerk zu

Stromerzeugung 0,92 bis 0,93 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/kWh$_{el}$ und im HKW zur kombinierten Strom- und Wärmeerzeugung 1,42 bis 2,06 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/kWh$_{el}$ erreicht werden können.

In Tabelle 13.3-1 sind ausgewählte energiebezogene THG-Bilanzen durch den Einsatz von Hackschnitzeln aus KUP ohne und mit Berücksichtigung von Landnutzungsänderungen dargestellt. Ohne Einbezug von Landnutzungsänderungen werden durch den Einsatz von Hackschnitzeln THG-Einsparungen in Abhängigkeit der Verwertungslinie von 247 bis 909 g $CO_{2\text{-Äq.}}$/kWh erreicht. Bei Berücksichtigung indirekter Landnutzungsänderungen reduziert sich dieses Minderungspotenzial erheblich. Es wird deutlich, dass aus Sicht des Klimaschutzes der Einsatz von KUP in Co-Verbrennung in Kohlekraftwerken dem Einsatz in kleineren Hackschnitzelheizungen vorzuziehen ist.

Tabelle 13.3-1: Ausgewählte energiebezogene Treibhausgasemissionen durch den Einsatz ausgewählter KUP-Nutzungspfade ohne Berücksichtigung von Landnutzungsänderungen (ohne LUC) sowie mit Berücksichtigung indirekter (iLUC) Landnutzungsänderungen

Nutzungspfad	**Substituierter fossiler Energieträger**	**Treibhausgasvermeidung**	
		ohne LUC	**mit iLUC 25 %**
		g $CO_{2\text{-Äq.}}$/kWh	g $CO_{2\text{-Äq.}}$/kWh
Holzhackschnitzel aus Kurzumtriebsplantagen			
zum Einsatz in Hackschnitzelheizung	Erdgas	247	158
zur Co-Verbrennung in Kohlekraftwerken	Steinkohle	909	734

Berechnungsgrundlagen:
Energieertrag je ha KUP (Hackschnitzel-Co-Verbrennung) à 10 t Ertrag: 19.989 kWh; elektrisch; Wirkungsgrad Kohlekraftwerk: 42 %.
Energieertrag je ha KUP (Hackschnitzelheizung) à 10 t Ertrag: 39.434 kWh; thermisch; Wirkungsgrad Feuerungsanlage: 87 %,
5 % Wärmeverluste im 400 m Wärmenetz.
THG-Emissionen durch iLUC auf 25 % Niveau: 3,5 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha.
Quelle: Eigene Berechnungen nach WBA (2007), Fritsche et al. (2010).

Emissionsminderungen durch C-Sequestrierung

Auch hinsichtlich der Humusbildung und damit der C-Sequestrierung sollen KUP im Vergleich zu den meisten anderen landwirtschaftlichen Kulturen von Vorteil sein. Insbesondere dadurch, dass die gebildete Blattmasse auf der Fläche verbleibt und durch den Verzicht auf Bodenbearbeitung die Mineralisation verringert wird. Die durchschnittliche C-Sequestrierung im Boden in den ersten zehn bis 15 Jahren wird je nach Standort auf jährlich 0,4 bis 1,66 t/ha, geschätzt (DON et al., 2011; BIELEFELDT et al., 2008; MEYER-MARQUART et al., 2006; KAHLE und HILDEBRANDT, 2006; WOLF, 2004; JUG et al., 1999; GRIGAL und BERGUSON, 1998). Somit weisen viele Studien darauf hin, dass der Anbau von KUP zu einer temporären zusätzlichen Kohlenstoffbindung in Böden beitragen kann. Allerdings zeigen DON et al. (2011) auch, dass KUP auf ehemaligen Grünlandstandorten zu keiner Kohlenstoffbindung im Boden führen. Wird nach der Nutzungsdauer der KUP die Fläche wieder in Ackerland umgewandelt und zur Entfernung der Wurzelstöcke eine

intensive Bodenbearbeitung durchgeführt, sind auch hier hohe Kohlenstoffverluste zu erwarten (vgl. Maßnahme Grünlandumbruch), sodass die C-Sequestrierung von KUP voraussichtlich keinen dauerhaften, sondern nur einen temporären Klimaschutzbeitrag darstellt.

Emissionsminderung durch Anbau von schnellwachsenden Baumarten als Erosionsschutzhecken oder auf wieder vernässten Niedermoorstandorten

Der derzeitige Anbau von KUP erfolgt in der Regel flächenhaft auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. Denkbar wäre allerdings auch der Anbau als Erosionsschutzhecken. Hierdurch können Klimaschutzaspekte mit weiteren positiven Umweltwirkungen kombiniert werden. Allerdings sind bisher für diese Form des Anbaus weder Ertragsschätzungen noch energiebedingte Emissionen bekannt, die durch Anbau und Transport entstehen und sich ggf. vom flächenhaften Anbau unterscheiden. Positiv zum Tragen kommen hier ebenfalls die Kohlenstofffestlegung im Boden sowie die temporäre Kohlenstoffbindung bis zur Ernte der KUP durch die aufwachsende Biomasse. So wurden 2 bis 9 t C/ha in der unterirdischen Biomasse von aufwachsenden Weiden in KUP gemessen, was etwa 1.100 bis 2.100 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha und Jahr entspricht (MATTHEWS, 2001). Zusätzlich wurden über 6 t C/ha in den Stämmen von alten Plantagen ermittelt, welches etwa 40 % des Gesamtkohlenstoffs in der Biomasse ausmachen kann (MATTHEWS, 2001).

Außerdem kann der Anbau von KUP auf Niedermoorstandorten eine alternative Nutzungsmöglichkeit für wiedervernässte Standorte bieten. Im Vergleich zu intensiv genutzten und stark drainierten Moorstandorten können durch Anhebung des mittleren Wasserstandes die Treibhausgasemissionen deutlich gesenkt werden (DRÖSLER et al., 2011) (vgl. Maßnahme „Wiedervernässung von landwirtschaftlich genutzten Mooren“). So konnte durch den Erlenanbau auf nassen Standorten in einem Versuchsstandort in Mecklenburg Vorpommern (Wasserstand Ww: +10 bis -5 cm; Ws: +0 bis -10 cm)[5] Torf angereichert und zusätzlich Kohlenstoff in der aufwachsenden Holzbiomasse temporär festgelegt werden (KOWATSCH et al., 2008). Die Wirkung des Anbauverfahrens auf die gesamte Klimabilanz und die Praktikabilität sind noch zu entwickeln.

Dauerhaftigkeit/Umkehrbarkeit

Die Emissionsreduktion durch die Substituierung fossiler Energieträger ist dauerhaft und nicht umkehrbar. Positive Klimaeffekte durch die C-Sequestrierung können dagegen bei Nutzungsänderungen wieder aufgehoben werden und sind umkehrbar.

[5] Ww: langzeitiger Median des Wasserstandes in der nassen Saison (Winter); Ws: langzeitiger Median des Wasserstandes in der trockenen Saison (Sommer)

Potenzielle Verdrängungseffekte

Sowohl bei der Erzeugung von Energiepflanzen im Allgemeinen als auch von KUP im Speziellen können indirekte Landnutzungsänderungen auftreten, die zu relevanten Verlagerungs- und Verdrängungseffekten („Leakage“) führen. Indirekte Landnutzungsänderungen müssen auch in Deutschland berücksichtigt werden, da kaum überschüssige, bisher nicht genutzte landwirtschaftliche Flächen zur Verfügung stehen. Ein Flächenzuwachs von Energiepflanzen führt deshalb bei einem unterstellten kontinuierlichen oder steigenden globalen Bedarf an Nahrungs- und Futtermitteln zwangsläufig zu einer Verlagerung des Anbaus auf neue Flächen und zu zunehmenden Flächenkonkurrenzen. Bei der Etablierung von KUP als Erosionsschutzhecke ist der Verdrängungseffekt nicht so eindeutig, da die Anpflanzung dazu beiträgt, die Bodenfruchtbarkeit auf den erosionsgefährdeten Standorten langfristig zu erhalten.

Weitere Umweltwirkungen

Kurzumtriebsplantagen zeichnen sich gegenüber konventionellem Ackerbau durch einige positive Umwelteffekte aus. Der Anbau von KUP auf Flächen mit Schutzstatus sollte dagegen vermieden werden. Je nach Baumartenwahl und Management der Plantage können aber auch negative Umwelteffekte eintreten (BFN, 2010, BIELEFELDT et al., 2008). Zur Erhöhung der Biodiversität sind längere, schmale KUP-Schläge mit einem höheren Randlinienanteil gegenüber „quadratischen“ Formen vorzuziehen. Positive Effekte können darüber hinaus durch gestaffelte Umtriebszeiten und den Einsatz unterschiedlicher Sorten erreicht werden.

Nach BFN (2010) lassen sich folgende positive und negative Effekte zusammenfassen:

Positive Umwelteffekte durch:

- Reduzierung der Bodenbearbeitung, Bodenverdichtung und des Erosionsrisikos
- Weitgehender Verzicht auf Düngemittel
- Reduktion des Pflanzenschutzmitteleinsatzes
- Steigerung des Wasserrückhaltevermögens der Böden
- Intensivierung des Bodenlebens
- Erhöhung der Biodiversität und des Landschaftsbildes in ausgeräumten Landschaften

Negative Umwelteffekte durch:

- Vor allem aus wirtschaftlichen Gründen wurde bei bestehenden KUP in der Regel auf Pappel- und Weidenhybride von wenigen ertragsstarken Mutterpflanzen zurückgegriffen. Diese eingeschränkte genetische Vielfalt wirkt sich negativ auf die Biodiversität aus und kann zu einer höheren Anfälligkeit gegenüber Schaderregern führen

- Hohe Nährstoff-, Kohlenstoff- und Biodiversitätsverluste bei der Anlage von KUP auf Grünland oder Flächen mit Schutzstatus
- Hohe Nährstoff- und Kohlenstoffverluste durch intensive Bodenbearbeitung bei der Räumung der KUP-Fläche möglich

Potenzial zur THG-Emissionsminderung in Niedersachsen

Regionale Bedeutung (Ist-Zustand) und mögliche Emissionsminderung

Die Anbaufläche für KUP beläuft sich in Deutschland derzeit auf schätzungsweise 4.000 bis 5.000 ha (AGRA-EUROPE, 2010). Nach Experteneinschätzungen wird der überwiegende Anteil der geernteten Hackschnitzel von KUP für die Co-Verbrennung in Kohlekraftwerken eingesetzt.

In Niedersachsen kann auf Basis der Flächenmeldungen im Rahmen der Agrarförderung unter Code 848 „Niederwald im Kurzumtrieb“ die Flächenbelegung durch KUP geschätzt werden. Nach Angaben des 3N-Kompetenzzentrums Niedersachsen wurden 2009 rund 290 ha KUP und 2010 rund 362 ha KUP durch die Agrarförderung erfasst. Da nach Einschätzung des 3N-Kompetenzzentrums Niedersachsen nicht alle bestehenden KUP gemeldet sind, wird der Bestand für 2010 auf 500 ha und für 2011 auf 700 ha geschätzt. Die größten Flächen finden sich in den Landkreisen Soltau-Fallingbostel (96 ha), Uelzen (48 ha), Aurich (44 ha), Rotenburg (32 ha) und Hannover (29 ha).

Die Niedersächsische Landesregierung prognostiziert die Potenziale für KUP in Niedersachsen bei günstigen Rahmenbedingungen auf bis zu 20.000 ha. Dies entspräche einem Anteil von rund 1 % der niedersächsischen Ackerfläche (Niedersächsischer Landtag Drucksache 16/1751). Auf welchen Grundlagen diese Schätzungen basieren, ist jedoch nicht nachvollziehbar. Diese Flächenpotenziale für Niedersachsen sind deshalb kritisch zu hinterfragen.

THG-Vermeidung in Niedersachsen durch Kurzumtriebsplantagen

Bei der Berechnung wird angenommen, dass in Niedersachsen derzeit 700 ha KUP existieren und die davon geernteten Hackschnitzel jeweils zur Hälfte in Hackschnitzelheizungen zur Wärmeerzeugung und zur Co-Verbrennung in Kohlekraftwerken zur Strom- und Wärmeerzeugung eingesetzt werden.

Ohne Berücksichtigung von Landnutzungsänderungen können in Niedersachsen durch KUP derzeit jährlich 9.765 t $CO_{2\text{-Äq.}}$ vermieden werden. Bei Berücksichtigung von indirekten Landnutzungsänderungen reduziert sich die THG-Vermeidung auf 7.315 t $CO_{2\text{-Äq.}}$ (iLUC 25 % Niveau) bzw. 4.830 t $CO_{2\text{-Äq.}}$ (iLUC 50 % Niveau) (vgl. Tabelle 13.3-2).

Tabelle 13.3-2: Vermeidung von Treibhausgasemissionen in Niedersachsen durch KUP in t $CO_{2\text{-Äq.}}$/Jahr

	KUP-Fläche	Gesamte THG-Vermeidung		
		ohne iLUC	iLUC 25 %	iLUC 50 %
Nutzungspfad	ha	t $CO_{2\text{-Äq.}}$	t $CO_{2\text{-Äq.}}$	t $CO_{2\text{-Äq.}}$
Einsatz in Hackschnitzelheizung	350	3.395	2.170	928
Einsatz zur Co-Verbrennung in Kohlekraftwerk	350	6.370	5.145	3.903
Gesamt	**700**	**9.765**	**7.315**	**4.830**

Berechnungsgrundlagen:
THG-Vermeidung (ohne iLUC) bei Hackschnitzelheizung: 9,7 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha; bei Co-Verbrennung in Kohlekraftwerk: 18,2 t $CO_{2\text{Äq.}}$/ha.
THG-Emissionen durch iLUC auf 25 % Niveau: 3,5 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha.
THG-Emissionen durch iLUC auf 50 % Niveau: 7,05 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha.
Quelle: Eigene Berechnung nach WBA (2007), Fritsche et al. (2010).

Zukünftige Potenziale der THG-Vermeidung in Niedersachsen durch Kurzumtriebsplantagen im Streifenanbau als Erosionsschutzhecken und Einsatz in Hackschnitzelheizungen

Ein mögliches Szenario zur zukünftigen Entwicklung von KUP wäre die gezielte Forcierung des KUP-Anbaus als Winderosionsschutzhecken und die Verwertung der Hackschnitzel in Hackschnitzelheizungen. Der Streifenanbau bietet den Vorteil, dass die Biomasseproduktion gleichzeitig dem Schutz vor Winderosion dient. Auf der verbleibenden Ackerfläche bestehen dann keine Anbaurestriktionen mehr, und Windschäden werden reduziert. Außerdem wird ein Beitrag zur Erhöhung der Biodiversität durch die Schaffung von mehr Strukturvielfalt und den Anbau von weiteren Arten erreicht (BÄRWOLFF et al., 2011).

Die Ackerböden in Niedersachsen wurden potenziellen Winderosionsgefährdungsklassen (Klassen 0 bis 5) zugeordnet. Dabei steht die Klasse 0 für keine bis sehr geringe Erosionsgefährdung der Ackerflächen und Klasse 5 für eine sehr hohe Gefährdung.[6] Entsprechend der Einstufung der Erosionsgefährdung sind in Niedersachsen etwa 26 % der Ackerfläche (486.550 ha) hoch und 14 % (266.503 ha) sehr hoch winderosionsgefährdet (LBEG, 2012). Wenn davon ausgegangen wird, dass die angepflanzten Arten für den KUP-Streifenanbau 8 m Wuchshöhe erreichen, bevor diese mit dem Vollernter geerntet werden, die KUP-Streifen 12 m breit sind und der Abstand zwischen den Streifen, je nachdem welche Zielklasse erreicht werden soll, zwischen 120 und 160 m liegt, kann eine potenzi-

[6] Die Zuordnung erfolgte anhand von Bodendaten der Bodenschätzung im Maßstab 1 : 5.000 sowie der Bodenübersichtskarte 1 : 50.000, der Schutzwirkung vorhandener Windhindernisse und anhand von Wetterdaten des Deutschen Wetterdienstes (v. a. Windgeschwindigkeit und -richtung) (LBEG, 2012).

elle Fläche für den KUP-Streifenanbau als Winderosionsschutzhecken in Niedersachsen abgeschätzt werden.

In Szenario 1 wird die benötigte Fläche für Winderosionsschutzhecken ermittelt, die eine Reduzierung der Erosionsgefährdung der Klassen 4 und 5 (hoch und sehr hoch) der Ackerflächen in Niedersachsen bis hin zur Klasse 3 hervorrufen würden. Die Klasse 3 entspricht hierbei einer mittleren Erosionsgefährdung. Insgesamt würde die KUP-Streifenanbaufläche 16 % an der hoch bzw. sehr hoch erosionsgefährdeten Ackerfläche in Niedersachsen ausmachen (Tabelle 13.3-3).

Tabelle 13.3-3: Szenario 1: Streifenanbaufläche von KUP zum Winderosionsschutz von Ackerflächen mit hoher und sehr hoher Erosionsgefährdung[1)]

Gefährdungsklasse		**Hoch**	**Sehr hoch**	**Summe**
DIN E_{nat}-Stufe		**4**	**5**	
Ackerfläche (Niedersachsen)	ha	486.550	266.503	753.053
KUP Wuchshöhe	m	8	8	
Max. Abstand der KUP-Streifen bei 8 m Wuchshöhe	m	160	120	
Breite KUP-Streifen	m	12	12	
Anteil KUP an geförderter Ackerfläche	%	7,0	9,1	16,1
KUP-Fläche für Winderosionsschutz	**ha**	**33.945**	**24.228**	**58.173**

1) Reduktion der Erosionsgefährdung durch den streifenförmigen Anbau von KUP auf das mittlere Niveau (Klasse 3).
Quelle: Eigene Berechnung.

Unter der Annahme, dass die als Winderosionsschutzhecken angebauten KUP entsprechend geerntet und als Hackschnitzel verfeuert werden können, um fossile Energieträger zu ersetzen, ist – wie oben schon erläutert – eine THG-Einsparung von 9,7 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha möglich (WBA, 2007). Allerdings basiert die Energie- und $CO_{2\text{-Äq.}}$-Bilanzierung auf der Verwertung von KUP, die flächenhaft angebaut werden. Für den Streifenanbau sind Unterschiede in der maschinellen Beerntung und dem damit einhergehenden Dieselverbrauch wahrscheinlich, die für die gesamte Energie- und THG-Bilanzierung des Verfahrens zu berücksichtigen sind. Eine erste Abschätzung der THG-Einsparung durch die Anlage von KUP als Windschutzhecken in Niedersachsen mit 58.173 ha ist in Tabelle 13.3-4 dargestellt. Demnach wäre eine THG-Vermeidung von 564.277 t $CO_{2\text{-Äq.}}$ möglich (ohne Berücksichtigung von indirekten Landnutzungsänderungen).

Tabelle 13.3-4: Szenario 1: THG-Vermeidung je Jahr in Niedersachsen durch KUP-Streifenanbau als Winderosionsschutzhecken auf Ackerflächen mit hoher und sehr hoher Erosionsgefährdung

	KUP-Fläche	**Gesamte THG-Vermeidung**		
		ohne iLUC	**iLUC 25 %**	**iLUC 50 %**
Nutzungspfad	ha	t $CO_{2\text{-Äq.}}$	t $CO_{2\text{-Äq.}}$	t $CO_{2\text{-Äq.}}$
KUP als Hecken auf Ackerflächen mit hoher und sehr hoher Winderosionsgefährdung und Einsatz in einer Hackschnitzelheizung	58.173	564.277	360.672	154.158

Berechnungsgrundlagen:
THG-Vermeidung (ohne iLUC) bei Hackschnitzelheizung: 9,7 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha.
THG-Emissionen durch iLUC auf 25 % Niveau: 3,5 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha.
THG-Emissionen durch iLUC auf 50 % Niveau: 7,05 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha.
Quelle: Eigene Berechnung nach WBA (2007), Fritsche et al. (2010).

Ein zweites Szenario bezieht sich auf die Reduzierung der Erosionsgefährdung der Ackerflächen in Niedersachsen von Klasse 5 (sehr hohe Gefährdung) auf Klasse 4 (hohe Gefährdung). Hierbei wäre eine KUP-Streifenanbaufläche von etwa 18.593 ha in Niedersachsen nötig (Tabelle 13.3-5), was etwa 7 % der gefährdeten Ackerflächen ausmachen würde.

Tabelle 13.3-5: Szenario 2: Streifenanbaufläche von KUP zum Winderosionsschutz von Ackerflächen mit sehr hoher Erosionsgefährdung[1)]

Gefährdungsklasse		**Sehr hoch**
DIN E_{nat}-Stufe		**5**
Ackerfläche (Niedersachsen)	ha	266.503
KUP Wuchshöhe in m	m	8
Max. Abstand der KUP-Streifen bei 8m Wuchshöhe	m	160
Breite KUP-Streifen	m	12
Anteil KUP an geförderter Ackerfläche	%	7,0
KUP-Fläche für Winderosionsschutz	**ha**	**18.593**

1) Reduktion der Erosionsgefährdung durch den streifenförmigen Anbau von KUP auf das Gefährdungsniveau Klasse 4.
Quelle: Eigene Berechnung.

Durch den Anbau von 18.593 ha KUP-Winderosionsschutzhecken auf Ackerflächen mit sehr hoher Erosionsgefährdung und Einsatz des geernteten Energieholzes in Hackschnitzelheizungen ist eine jährliche THG-Einsparung in Höhe von 180.354 t $CO_{2\text{-Äq.}}$ möglich (Tabelle 13.3-6).

Tabelle 13.3-6: Szenario 2: THG-Vermeidung je Jahr in Niedersachsen durch KUP-Streifenanbau als Winderosionsschutzhecken auf Ackerflächen mit sehr hoher Erosionsgefährdung

	KUP-Fläche	Gesamte THG-Vermeidung		
		ohne iLUC	iLUC 25 %	iLUC 50 %
Nutzungspfad	ha	t $CO_{2\text{-Äq.}}$	t $CO_{2\text{-Äq.}}$	t $CO_{2\text{-Äq.}}$
KUP als Hecken auf Ackerflächen mit sehr hoher Winderosionsgefährdung und Einsatz in einer Hackschnitzelheizung	18.593	180.354	115.278	49.272

Berechnungsgrundlagen:
THG-Vermeidung (ohne iLUC) bei Hackschnitzelheizung: 9,7 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha.
THG-Emissionen durch iLUC auf 25 % Niveau: 3,5 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha.
THG-Emissionen durch iLUC auf 50 % Niveau: 7,05 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha.
Quelle: Eigene Berechnung nach WBA (2007), Fritsche et al. (2010).

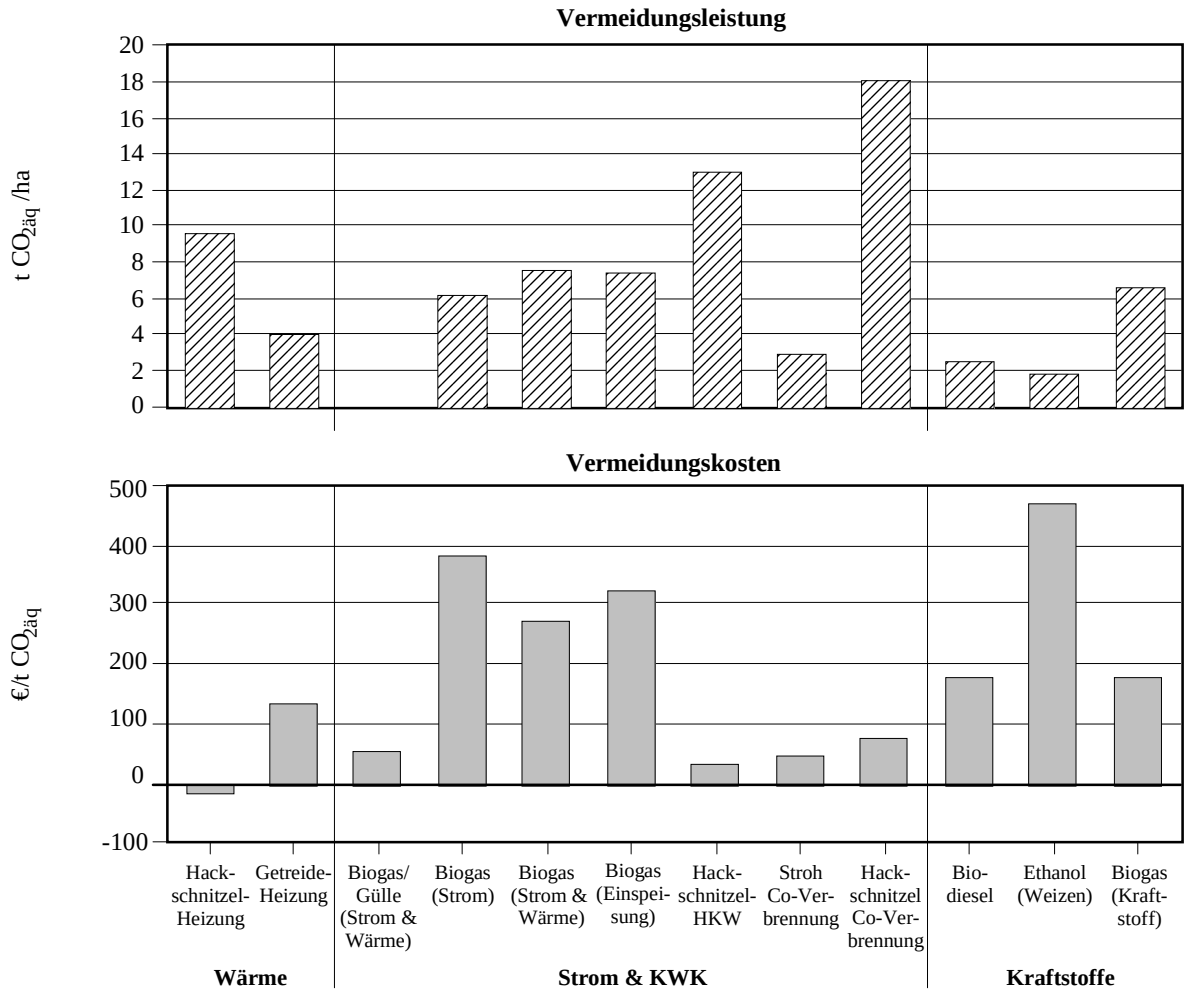
Abbildbarkeit in der Emissionsberichterstattung

Im Forstsektor kann durch ein Flächenmonitoring die Anlage von KUP in die nationale Berichterstattung aufgenommen werden. Die Verwertung der Hackschnitzel ist über Lieferscheine etc. kontrollierbar. Der Ersatz von fossilen Brennstoffen wird im nationalen Inventar nicht dem Sektor „Landwirtschaft“, sondern dem Sektor „Energie“ gutgeschrieben. Die veränderte THG-Bilanz von KUP ist auf THG-Minderungsziele anrechenbar.

Fazit

Kurzumtriebsplantagen haben ein hohes Potenzial zur Verminderung von Treibhausgasemissionen. Dabei steht die stationäre energetische Nutzung von KUP zur Wärmeerzeugung in Kleinfeuerungsanlagen, Heizwerken und Heizkraftwerken oder der kombinierten Strom- und Wärmeerzeugung in Heizkraftwerken im Vordergrund. Bei einem steigenden globalen Bedarf an Nahrungs- und Futtermitteln führt ein Flächenzuwachs von Energiepflanzen, also auch von KUP, zwangsläufig zu einer Verlagerung des Anbaus von Nahrungs- und Futtermitteln auf neue Flächen und zu zunehmenden Flächenkonkurrenzen. Bei der Etablierung von KUP als Erosionsschutzhecke ist der Verdrängungseffekt nicht so eindeutig, da die Anpflanzung dazu beiträgt, die Bodenfruchtbarkeit auf den erosionsgefährdeten Standorten langfristig zu erhalten. Deshalb und aus anderen Umweltgründen (Erhöhung der Biodiversität) sollte der KUP-Anbau auf solchen Standorten forciert werden. Außerdem kann der Anbau von KUP auf Niedermoorstandorten eine alternative Nutzungsmöglichkeit für wieder vernässte Standorte bieten und zu einer erheblichen Reduktion von THG-Emissionen führen.

Abbildung 13.3-1: $CO_{2Äq.}$-Vermeidungskosten und Vermeidungsleistung



Erläuterung: Die Ergebnisse gelten für ein Szenario mit weiterhin hohen Energie- und Agrarpreisen. Abweichende Preise führen ebenso wie abweichende technische Koeffizienten (z. B. bessere Wirkungsgrade) zu Ergebnisänderungen. Die hier erzielten Ergebnisse bestätigen in den Größenordnungen weitgehend die Ergebnisse, die bereits in anderen Studien erzielt worden sind .

Quelle: WBA (2007)

Beim Vergleich der verschiedenen Energieerzeugungs- und Konversionspfade im Bereich der energetischen Biomassenutzung (Abbildung 13.3-1) wird deutlich, dass die Erzeugung von Bioenergie (a) in wärmegeführten KWK-Anlagen bzw. Heizanlagen auf Basis von Hackschnitzeln sowie (b) auf Basis von Biogas aus Gülle und Reststoffen am effizientesten ist. Deshalb schlägt der WBA (2007) in seinem Gutachten zur Nutzung von Biomasse zur Energiegewinnung vor, diese Linien in den Mittelpunkt der deutschen Bioenergiepolitik zu stellen.

14 Umstellung auf ökologischen Landbau

Maßnahmenbeschreibung

Die Umstellung konventioneller Betriebe auf ökologischen Landbau führt zu einer Erhöhung des Anteils ökologisch wirtschaftender Betriebe und ökologisch bewirtschafteter Fläche in Niedersachsen. Der Begriff „ökologischer Landbau“ ist definiert nach VO (EG) Nr. 834/2007.

Mögliche Klimaschutzleistungen des ökologischen Landbaus resultieren vor allem aus dem Verzicht auf chemisch-synthetische Düngemittel, niedrigeren flächenbezogenen N-Einträgen, einer Humusanreicherung in Böden (C-Sequestrierung) und einem vergleichsweise niedrigeren Einsatz von Zukauffuttermitteln und Importfuttermitteln.

Wirkung auf Treibhausgasemissionen

THG-Minderungspotenzial

Für die Bewertung des Potenzials zur Treibhausgasemissionsminderung durch ökologischen Landbau wurde eine umfassende Literaturrecherche auf Basis von 37 vor allem wissenschaftlich begutachteten Studien zu den THG-Minderungspotenzialen des ökologischen Landbaus und 50 Studien zur Wirkung des ökologischen Landbaus auf die C-Sequestrierung im Boden durchgeführt.

Der ökologische Landbau ist grundsätzlich durch ein komplexes Zusammenspiel von Betriebszweigen (bspw. Tierhaltung und Ackerbau), Fruchtfolgegliedern (bspw. Leguminosen und Marktfrüchte) und der damit im System generierten innerbetrieblichen Leistungen geprägt. Ein Vergleich zwischen konventioneller und ökologischer Bewirtschaftung greift daher bei der Betrachtung nur eines Betriebszweiges (bspw. Milchproduktion) oder nur einzelner Fruchtfolgeglieder (bspw. Weizenproduktion) nicht selten zu kurz. Auch kann das System ökologischer Landbau nicht auf einen Verzicht auf chemisch-synthetische Dünge- und Pflanzenschutzmittel reduziert werden. Vielmehr sollte der gesamte Betrieb als Betrachtungs- und Vergleichseinheit gegenüber konventionellen Systemen untersucht werden. Da nicht alle hier berücksichtigten Studien den gesamten Betrieb analysieren, sondern teilweise nur einzelne Produktionsverfahren vergleichen und sehr unterschiedliche Systemgrenzen und Betrachtungsebenen der THG-Bilanzierung zugrunde legen (z. B. mit oder ohne Einbezug von Futtermittelzukäufen), ist eine direkte Vergleichbarkeit der Studien zum Teil nur eingeschränkt möglich.

Im folgenden Abschnitt werden zuerst die flächenbezogenen Wirkungen des ökologischen Landbaus auf die THG-Emissionen betrachtet. Anschließend erfolgt eine Darstellung der Wirkung des ökologischen Landbaus auf das Ertragsniveau und der produktbezogenen THG-Emissionen untergliedert nach Verfahren der Pflanzen- und der Tierproduktion. Abschließend werden die Wirkungen des ökologischen Landbaus auf die Humusanreicherung landwirtschaftlicher Böden erörtert.

Wirkungen des ökologischen Landbaus auf flächenbezogene THG-Emissionen

In Abhängigkeit von den jeweiligen betrieblichen Produktionsverfahren, der Intensität der landwirtschaftlichen Erzeugung und den Standortbedingungen emittieren ökologisch wirtschaftende Betriebe den betrachteten Studien zufolge 10 bis 80 % weniger Treibhausgase je Hektar als vergleichbare konventionelle Betriebe. Die geringeren flächenbezogenen Treibhausgasemissionen im ökologischen Landbau lassen sich in erster Linie auf folgende Faktoren zurückführen:

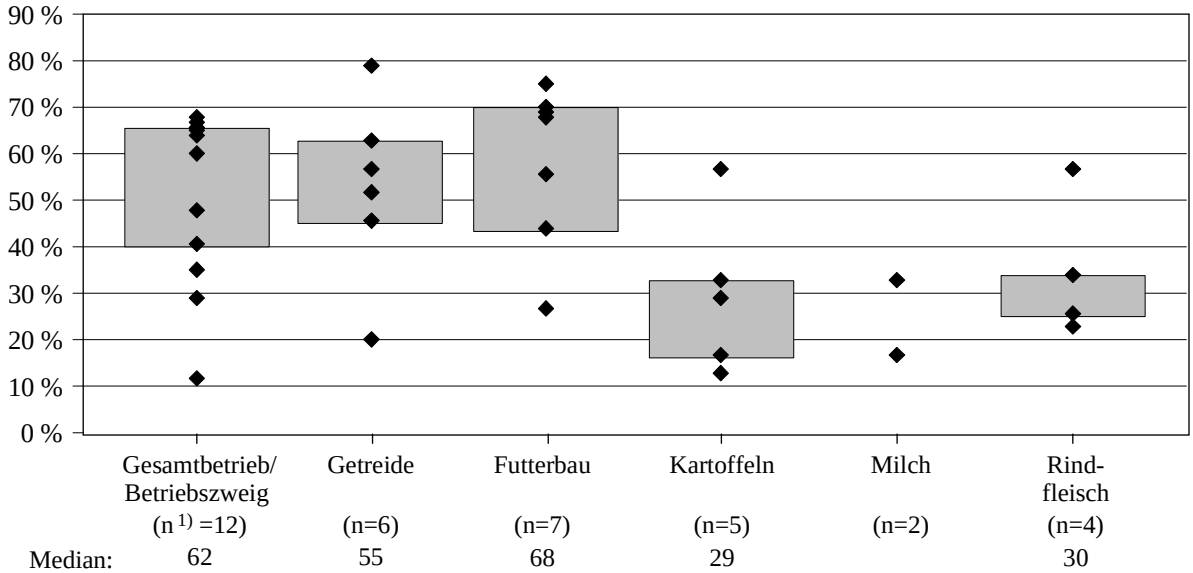
- Verzicht auf chemisch-synthetische Düngemittel, deren Herstellung sehr energie- und emissionsintensiv ist,
- niedrigere N-Einträge und N-Bilanzüberschüsse auf der Fläche,
- eine geringere Viehbesatzdichte,
- höherer Anteil von Stallhaltungssystemen mit Festmist,
- höhere Humusgehalte in Ackerböden (C-Sequestrierung),
- geringerer Zukauf von (Import)-Futtermitteln.

Die aus der Literatur entnommenen Daten über die flächenbezogenen THG-Emissionen ökologischer Produktionsverfahren sind in Abbildung 14-1 zusammengefasst dargestellt. Die Abbildung stellt dar, um wie viel Prozent ökologisch wirtschaftende Betriebe weniger THG-Emissionen verursachen als vergleichbare konventionelle Betriebe. Die Abbildung zeigt, dass die Angaben zu den $CO_{2\text{-Äq.}}$-Emissionen im ökologischen Landbau in einer weiten Spanne variieren. Die deutliche Vorteilhaftigkeit des ökologischen Landbaus bei der flächenbezogenen THG-Emission wird jedoch in allen zitierten Studien dokumentiert. Die großen Spannweiten der publizierten Werte sind maßgeblich durch die Annahme unterschiedlicher Systemgrenzen der THG-Bilanzierung und durch unterschiedliche Produktionsintensitäten der jeweils untersuchten Betriebe beeinflusst.

Unter deutschen Produktionsbedingungen werden im ökologischen Landbau niedrigere Erträge je Hektar Fläche erzielt und auch weniger Tiere je Flächeneinheit gehalten. Tierbesatz und Ertragsniveau sind wichtige Faktoren, die die Flächenbilanz der Treibhausgasemissionen beeinflussen. Aufgrund der niedrigeren Intensität in der Pflanzenproduktion und des niedrigeren Tierbesatzes sind auch die Treibhausgasemissionen je Flächeneinheit im ökologischen Landbau niedriger. Grundsätzlich ist in der ökologischen Tierhaltung der Tierbesatz je Flächeneinheit eng gekoppelt an die Möglichkeiten der Versorgung durch selbst erzeugte Futtermittel und die Rückführung der Wirtschaftsdünger. Daher ist der Tierbesatz in ökologischen Betrieben meist deutlich niedriger als in konventionellen Betrieben. Dies führt zu einem deutlichen Rückgang der Lachgas- und Methanemissionen je Hektar Betriebsfläche (MIDAIR, 2001).

Abbildung 14-1: Prozentuale Reduzierung flächenbezogener THG-Emissionen durch ökologischen Landbau im Vergleich zum konventionellen Landbau

Die Punkte geben die Ergebnisse einzelner Studien wieder, in der schraffierten Box liegen die mittleren 50 % der Ergebnisse.



Box-Plot: Q.5 (0,5-Quantil).

1) n= Anzahl Studien.

Quelle: Eigene Darstellung nach Röver et al. (2000), Basset-Mens & van der Werf (2005), Bos et al. (2007), Casey & Holden (2006a), Dämmgen & Döhler (2008), Haas & Köpke (1994), Haas et al. (2001), Halberg et al. (2005), Hirschfeld et al. (2008), Hörtenhuber et al. (2010), Hülsbergen & Küstermann (2007), Küstermann & Hülsbergen (2008), Küstermann et al. (2008), Nemecek et al. (2005), Reitmayr (1995), Rogasik et al. (1996), SRU (1996), Veysset et al. (2010).

Die Ergebnisse der Literaturauswertung zeigen, dass bezogen auf die bewirtschaftete Fläche der ökologische Landbau weniger Treibhausgase emittiert als vergleichbare praxisübliche konventionelle Systeme. Im Median der untersuchten Studien emittiert der ökologische Landbau bezogen auf den Gesamtbetrieb eine um 62 % geringere Menge an Treibhausgasen (0,92 statt 2,67 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha). Im Getreideanbau beträgt die flächenbezogene Emissionsminderung gegenüber dem konventionellen Landbau 55 % (0,54 statt 1,47 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha), im Futterbau 68 % (0,71 statt 2,13 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha), im Kartoffelbau 29 % (0,97 statt 1,67 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha), in der Milcherzeugung 33 % (4,79 statt 9,40 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha) und bei der Rindfleischerzeugung 30 % (3,51 statt 5,35 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha). Der Unterschied in der flächenbezogenen Emission wird in erster Linie durch Unterschiede in der Produktionsintensität bestimmt.

Wirkungen des ökologischen Landbaus auf Erträge

Die ertrags- oder produktbezogenen THG-Emissionen werden maßgeblich durch das Ertragsniveau beeinflusst. Deshalb ist es von großer Bedeutung, die Erträge im ökologischen Landbau näher zu betrachten. In 14 der 37 für die Beurteilung der THG-Emissionen des ökologischen Landbaus von uns ausgewerteten internationalen Studien wurden die Erträge, die den THG-Berechnungen zugrunde liegen, explizit ausgewiesen. Diese Studien wurden in Deutschland, der Schweiz, Österreich, Großbritannien, Dänemark, Schweden,

den Niederlanden, Kanada und den USA durchgeführt. Das durchschnittliche Ertragsniveau für Getreide (Europa) lag in diesen Studien bei 54 % (47 bis 58 %) der konventionellen Erträge, für Getreide in Nordamerika bei 83 % (75 bis 90 %). Bei Raps (Deutschland) lagen die ökologischen Erträge bei 61 % (58 bis 64%) und bei Kartoffeln (Europa) bei 58 % (48 bis 65 %) der konventionellen Erträge. Die Milchleistung lag bei den Studien (Europa) bei 77 % (45 bis 90 %) der konventionellen Milchleistung.

Aktuelle Metastudien, in denen die weltweit verfügbaren Ergebnisse zu vergleichenden Ertragserhebungen im ökologischen und konventionellen Pflanzenbau analysiert wurden, kommen zu dem Schluss, dass im Mittel aller Studien der Ertrag im ökologischen Ackerbau 75 % (SEUFERT et al., 2012) bis 80 % (DE PONTI et al., 2012) des konventionellen Ertrages erreicht. Die Autoren weisen jedoch darauf hin, dass die Ertragslücke zwischen den beiden Systemen in Abhängigkeit der angebauten Kultur, dem Ertragsniveau sowie der Auswahl der Vergleichsflächen (z. B. Exaktversuche bzw. Praxisschläge) erheblich variieren kann.

Eine Auswertung der Betriebsdaten des deutschen Testbetriebsnetzes gibt Hinweise zu den in der Praxis vorherrschenden Ertragsunterschieden zwischen ökologischen und konventionellen Betrieben in Deutschland und in Niedersachsen. Dabei ist zu beachten, dass die Repräsentativität der Daten bezüglich der Ertragshöhe in Niedersachsen aufgrund der sehr kleinen Stichprobengröße nicht gesichert ist.

Tabelle 14-1: Ertragsniveau und Produktionsleistung von ökologisch und konventionell bewirtschafteten Betrieben des deutschen Testbetriebsnetzes; Deutschland und Niedersachsen im Vergleich

		Deutschland			**Niedersachsen**		
		Ökologische Betriebe	Konventionelle Vergleichs-gruppe	Anteil Ertrag Öko von Konv. (%)	Ökologische Betriebe	Konventionelle Vergleichs-gruppe	Anteil Ertrag Öko von Konv. (%)
Betriebe	Zahl	381	2.521		34	255	
Getreide insg.	dt/ha	28	60	47	30	73	41
Weizen	dt/ha	28	67	42	30	80	38
Gerste	dt/ha	30	57	53	33	65	51
Raps	dt/ha	23	36	64	16	39	41
Kartoffeln	dt/ha	201	375	54	193	394	49
Milchleistung	kg/Kuh	5.814	6.404	91	6.963	7.695	90

Quelle: Eigene Berechnungen auf der Grundlage des dt. Testbetriebsnetzes, gemittelte Werte der Wirtschaftsjahre 2007 bis 2010; Vergleichsmethodik siehe Nieberg et al. (2007).

Wie Tabelle 14-1 entnommen werden kann, lagen in Deutschland im Durchschnitt der Jahre 2007 bis 2010 die ökologischen Getreideerträge bei 47 % der konventionellen, wobei Differenzen zwischen verschiedenen Getreidekulturen bestehen. Im Rapsanbau lag das Ertragsniveau im ökologischen Landbau bei 64 % und in der Kartoffelerzeugung bei

54 %. In Niedersachsen fallen die Ertragsdifferenzen etwas größer aus. So erzielten die ökologischen Testbetriebe in der ökologischen Getreideerzeugung und im Rapsanbau nur 41 % und in der Kartoffelerzeugung nur 49 % der konventionellen Erträge. Im Bereich der ökologischen Tierhaltung sind aus dem deutschen Testbetriebsnetz nur für den Bereich Milcherzeugung valide Daten zu generieren. Dabei zeigt sich, dass die durchschnittliche Milchleistung ökologischer Betriebe sowohl in Deutschland als auch in Niedersachsen bei rund 90 % der konventionellen liegt.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass der ökologische Landbau in den gemäßigten Klimazonen in der Regel niedrigere Erträge und Leistungen erzielt als der konventionelle Landbau. Dabei sind die Ertrags- bzw. Leistungsdifferenzen in der pflanzlichen Produktion häufig höher als in der tierischen Produktion. Im Vergleich mit den Angaben aus der Literatur zeigen die Praxisdaten aus Niedersachsen deutlich größere Ertragsunterschiede in der pflanzlichen Produktion zwischen dem konventionellen und dem ökologischen Landbau (s. o. Tabelle 14-1).

Wirkungen des ökologischen Pflanzenbaus auf produktbezogene THG-Emissionen

Wie die Auswertung der Literatur zeigt, weist der ökologische Landbau trotz geringerer Erträge im Pflanzenbau häufig dennoch geringere ertragsbezogene THG-Emissionen auf als konventionelle Systeme (Abbildung 14-2). Durch große Unterschiede im Ertragsniveau und erhebliche Ertragsschwankungen können die ertragsbezogenen Emissionen gerade im ökologischen Landbau erheblich variieren.

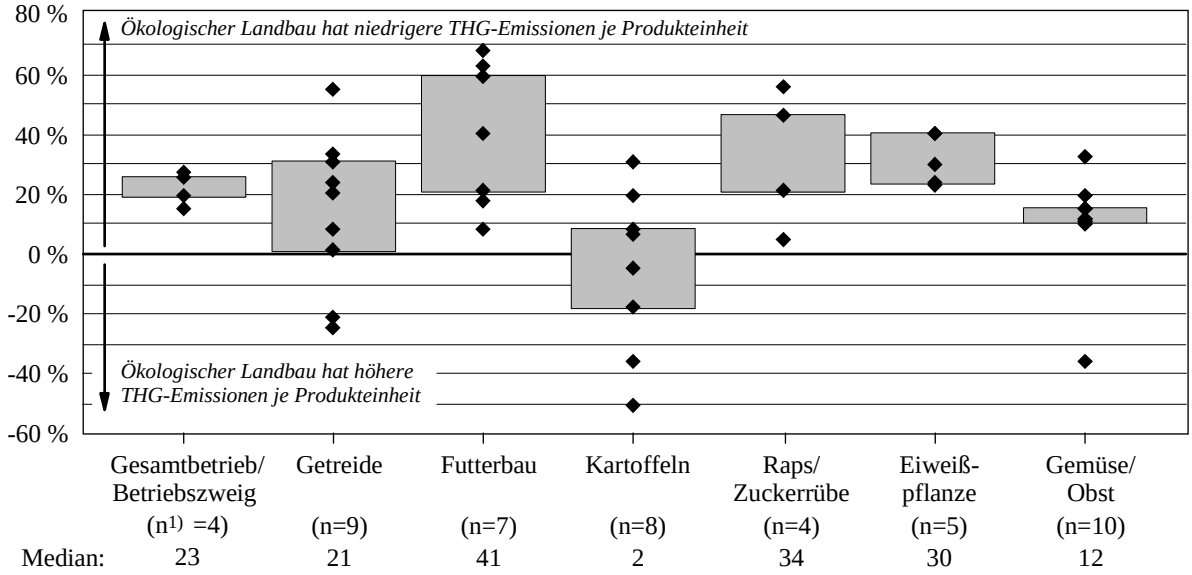
In Langzeitversuchen unterschiedlicher Anbausysteme, wie dem DOK-Versuch und den Burgrain-Versuch in der Schweiz, zeigen die Ergebnisse auch bei produktbezogener Betrachtung niedrigere Emissionen in praxisüblichen ökologischen Systemen gegenüber praxisüblichen konventionellen Systemen in Höhe von 16 bis 20 % (NEMECEK et al., 2005). Bei Untersuchungen von HÜLSBERGEN & KÜSTERMANN (2007 und 2008) konnten im ökologischen Acker- und Pflanzenbau produktbezogen 26 bis 28% niedrigere THG-Emissionen festgestellt werden. RÖVER et al. (2000) geben die THG-Minderungspotenziale des ökologischen Landbaus bei Getreide mit 30 bis 39 % an. Auch in der britischen DEFRA-Studie (WILLIAMS et al., 2006) schnitten ökologische Anbausysteme grundsätzlich günstiger ab. Nur sehr intensiv geführte Gewächshauskulturen (Tomaten) wiesen biologisch erzeugt höhere ertragsbezogene Emissionen auf als bei konventioneller Produktion (WILLIAMS et al., 2006). Deutliche THG-Emissionsminderungen fallen beim ökologischen Futterbau auf. So sind die produktbezogenen Emissionen von Grassilage und Heu 55 bis 79 % niedriger als in konventionellen Systemen. In der Weidehaltung liegen die Einsparungen zwischen 16 und 32 % und bei der Produktion von Maissilage bei 41 % (NEMECEK et al., 2005; TAYLOR, 2000; AHLGRIMM et al., 2000).

Im Bereich der Kartoffelerzeugung variieren die Angaben zur Klimarelevanz des ökologischen Landbaus in der Literatur sehr stark. Aufgrund der oft sehr hohen Ertragsunterschiede zum einen zwischen ökologisch wirtschaftenden Betrieben und zum anderen zwi-

schen ökologischen und konventionellen Betrieben lässt sich hier aus den Literaturdaten keine eindeutige Vorzüglichkeit des ökologischen Landbaus ableiten (WILLIAMS et al., 2006; ROGASIK et al., 1996; STOLZE et al., 2000; NEMECEK et al., 2005; AHLGRIMM et al., 2000; LINDENTAHL et al., 2010; FRITSCHE & EBERLE, 2007).

Abbildung 14-2: Prozentuale Reduzierung produktbezogener THG-Emissionen im Pflanzenbau durch ökologischen Landbau im Vergleich zum konventionellen Landbau

Die Punkte geben die Ergebnisse einzelner Studien wieder, in der schraffierten Box liegen die mittleren 50 % der Ergebnisse.



Box-Plot: Q.5 (0,5-Quantil).

1) n= Anzahl Studien.

Quelle: Eigene Darstellung nach Röver et al. (2000), Fritsche et al. (2007), Haas & Köpke (1994), Hirschfeld et al. (2008), Hülsbergen & Küstermann (2007), Knudsen et al. (2010), Küstermann & Hülsbergen (2008), Lindenthal et al. (2010), Meisterling et al. (2009), Nemecek et al. (2005), Pelletier et al. (2008), Reitmayr (1995), Rogasik et al. (1996), Williams et al. (2006).

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass in der pflanzlichen Produktion die ertragsbezogenen Emissionen im ökologischen Landbau meist niedriger sind als im konventionellen Landbau. Bei energieintensiven Gewächshauskulturen kann sich dieses Ergebnis jedoch umkehren. Generell ist die Höhe der ertragsbezogenen Emissionen sehr stark durch das einzelbetriebliche Management beeinflusst, dessen Einfluss noch stärker sein kann als der generelle Einfluss der Wirtschaftsweise.

Wirkungen der ökologischen Tierhaltung auf produktbezogene THG-Emissionen

Die produktgebundenen THG-Emissionen der ökologischen Milchviehhaltung zeigen im Vergleich zur konventionellen Produktion kein eindeutiges Ergebnis. Insgesamt ist die Bilanz der THG-Emissionen sehr stark abhängig von den Systemgrenzen und den Rahmenbedingungen der Produktion. Nach CASEY & HOLDEN (2004) und LINDENTHAL et al. (2010) werden in der ökologischen Milcherzeugung rund 18 % geringere THG-Emissionen verursacht als in der konventionellen Milcherzeugung. In anderen Studien

werden 13 % (ABEL, zit. in TAYLOR, 2000), 3 % (CEDERBERG & FLYSJÖ, 2004) und 12 % (CEDERBERG & MATTSON, 2000) geringere Emissionen bei ökologischer Milch angegeben. Dagegen ist bei WILLIAMS et al. (2006) die konventionelle Milcherzeugung - allerdings bei reduzierter Systembetrachtung, bspw. ohne Einbezug von Futterproduktion und Futterherkunft - vorzüglich gegenüber der ökologischen Milchproduktion. Auch in fünf anderen Studien stellt sich die konventionelle Milcherzeugung günstiger dar als die ökologische Milcherzeugung. In zwei niederländischen, einer schwedischen und zwei deutschen Studien werden jeweils 4-7 % höhere Emissionen für die ökologische Milcherzeugung ausgewiesen (SMITS & MOSQUERA, 2008; THOMASSEN et al., 2008; LUNDSTRÖM 1997; DÄMMGEN & DÖHLER, 2008; WEISKE et al., 2006). HAAS et al. (2001) verglichen die ökologische und konventionelle Milchviehhaltung bei grundfutterbasierter Milcherzeugung auf Grünland und ermittelten keine Unterschiede in der Treibhausgasbilanz. Für die ökologische Milchviehhaltung kann nach bisherigem Stand des Wissens geschlussfolgert werden, dass durch die Umstellung von konventioneller auf ökologische Milcherzeugung derzeit keine signifikante produktgebundene Einsparung an THG-Emissionen zu erwarten ist.

Bei der Betrachtung der Fleischerzeugung muss nach Tierarten differenziert werden. Im Bereich der Rindfleischerzeugung können durch die Umstellung von konventioneller auf ökologische Produktion produktbezogene THG-Einsparungen zwischen 5 und 35 % erreicht werden (VEYSSET et al., 2010; HIRSCHFELD et al., 2008; WILLIAMS et al., 2006; CASEY & HOLDEN, 2006a). Nur bei sehr intensiven Produktionsverfahren, wie z.B. der Erzeugung von Baby Beef, ist die konventionelle Erzeugung günstiger (VEYSSET et al., 2010).

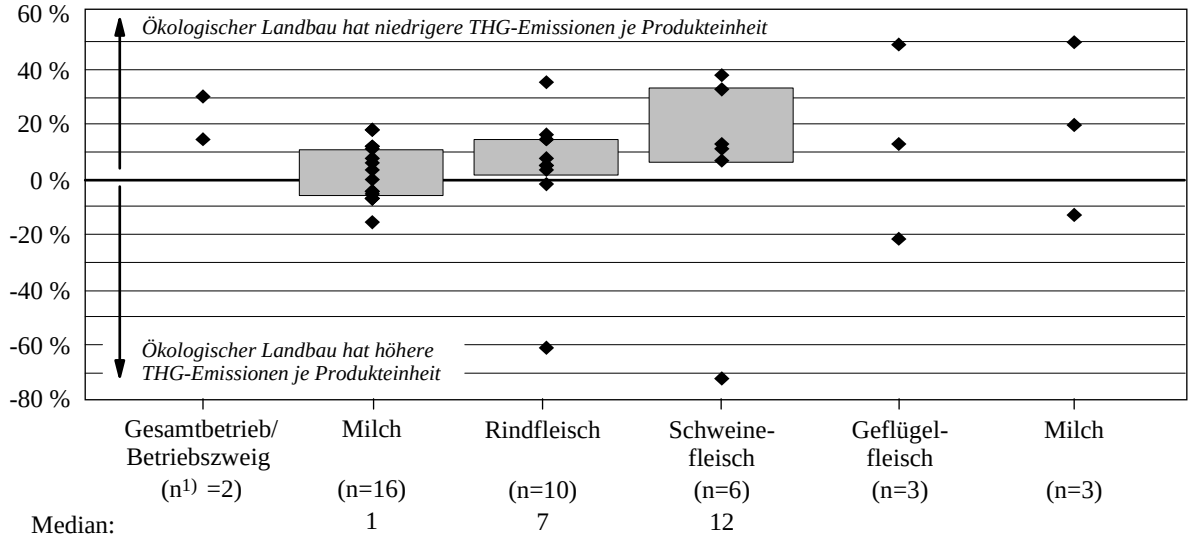
In der Schweinefleischerzeugung liegen die THG-Emissionen von ökologischen Betrieben in mehreren Studien niedriger als in konventionellen Betrieben (DEGRÉ et al., 2007; WILLIAMS et al., 2006; HIRSCHFELD et al., 2008). Die produktbezogenen Emissionsminderungen werden in diesen Studien mit 7 bis 38 % beziffert. Dagegen schließen BASSET-MENS & VAN DER WERF (2005) ihre Untersuchung mit dem Ergebnis, dass die betrachteten ökologisch wirtschaftenden Schweineerzeuger 73 % höhere THG-Emissionen verursachen als die konventionellen Vergleichsbetriebe. Die höheren Emissionen werden hier vor allem auf die strohgebundenen Haltungsverfahren und das Verfahren der Kompostierung auf den betrachteten Betrieben zurückgeführt.

Für die Eier-, Geflügelfleisch- und Lammfleischerzeugung liegen bisher nur sehr wenige Studien vor. Auf Basis der ausgewerteten Literatur kann jedoch tendenziell von niedrigeren THG-Emissionen bei der ökologischen Erzeugung ausgegangen werden (LINDENTHAL et al., 2010; WILLIAMS et al., 2006).

In Abbildung 14-3 sind die Ergebnisse der Literaturauswertung zu den produktbezogenen THG-Emissionen der ökologischen Milch-, Fleisch- und Eiererzeugung zusammengefasst.

Abbildung 14-3: Prozentuale Reduzierung produktbezogener THG-Emissionen in der Tierproduktion durch ökologischen Landbau im Vergleich zu konventionellem Landbau

Die Punkte geben die Ergebnisse einzelner Studien wieder, in der schraffierten Box liegen die mittleren 50 % der Ergebnisse.



Box-Plot: Q.5 (0,5-Quantil).

1) n= Anzahl Studien.

Quelle: Eigene Darstellung nach Abel (1997), Basset-Mens & van der Werf (2005), Bos et al. (2007), Casey & Holden (2004, 2006a), Cederberg & Flysjö (2004), Cederberg & Mattson (2000), Cederberg & Stadig (2003), Dämmgen & Döhler (2008), Degré et al. (2007), Deittert et al. (2008), Fritsche et al. (2007), Haas et al. (2001), Halberg et al. (2010), Hirschfeld et al. (2008), Hörtenhuber et al. (2010), Küstermann et al. (2008), Lindenthal et al. (2010), Lundström (1997), Müller-Lindenlauf et al. (2010), Smits & Mosquera (2008), Thomassen et al. (2003, 2008), Veysset et al. (2010), Weiske et al. (2006), Williams et al. (2006).

Ob und in welchem Maße produktbezogene THG-Emissionsminderungen durch die ökologische Erzeugung tierischer Produkte erreicht werden, wird maßgeblich durch die Höhe der Produktionsleistung im ökologischen Betrieb beeinflusst. Die Ableitung einer generellen Überlegenheit der einen oder anderen Wirtschaftsweise ist daher mit großen Unsicherheiten behaftet. Das einzelbetriebliche Management hat letztlich in beiden Wirtschaftsformen einen entscheidenden Einfluss auf die Höhe der ertragsbezogenen Emission. Aus der untersuchten Literatur kann jedoch auf eine tendenzielle Vorzüglichkeit der ökologischen Produktion in vielen Produktionsbereichen geschlossen werden. Bei der Bewertung von Futtermittelimporten (z. B. Sojaimport aus Südamerika) gibt es darüber hinaus noch erhebliche Unsicherheiten, da nicht eindeutig ist, in welchem Maße sie mit Landnutzungsänderungen in den Produktionsländern verbunden sind. Im Falle einer Inkulturnahme von Savannen und Waldflächen für die Futtermittelproduktion wäre die konventionelle Tierproduktion mit zusätzlichen THG-Emissionen belastet (siehe Maßnahme „Substitution von importierten Sojafuttermitteln ...“, Kapitel 10.4).

C-Sequestrierung in Ackerböden im ökologische Landbau

Aufgrund des Verzichts auf chemisch-synthetische Düngemittel im ökologischen Landbau ist eine Erhöhung der Humusversorgung der Ackerböden als ertragsstabilisierender Faktor

erstrebenswert (LEITHOLD, 2004). Ein höherer Humusgehalt gegenüber konventionell bewirtschafteten Böden erlaubt die Realisierung höherer Grundleistungen (LEITHOLD, 2004). Gerade im ökologischen Landbau gibt es eine sehr enge Beziehung zwischen dem Humusgehalt der Böden und dem Flächenertrag. Dies gilt umso mehr, je geringer das Düngeniveau ist.

Für den ökologischen Landbau wurde in zahlreichen Studien eine humusaufbauende Wirkung des Produktionssystems aufgezeigt. Die Humusanreicherung der Böden ist vor allem auf folgende Faktoren zurückzuführen (LEITHOLD, 2004):

– Eine regelmäßige wirtschaftsdüngerbasierte organische Düngung,
– die Einschränkung des Anteils an humuszehrenden Kulturen in der Fruchtfolge,
– eine Erweiterung der Fruchtfolgegestaltung mit humusmehrenden Kulturen wie Leguminosen, Kleegras, höheren Anteilen an Untersaaten und Zwischenfrüchten.

Es handelt sich also einerseits um Faktoren, die in der konventionellen Landwirtschaft einen geringeren Stellenwert haben, und andererseits führt die zunehmende betriebliche und regionale Trennung von Tierproduktion und Markfruchtbau in der konventionellen Landwirtschaft zu einer regional sehr unterschiedlichen Verfügbarkeit von tierischen Wirtschaftsdüngern.

Die C-Sequestrierung in Böden ist generell ein zeitlich begrenzter Klimaschutzbeitrag, da sich die Humusgehalte nach Nutzungsumstellung auf ein höheres Niveau einpendeln (SMITH, 2005). Die Einstellung eines neuen Humusgleichgewichts kann jedoch über 100 Jahre dauern, wobei angenommen wird, dass die zusätzliche Kohlenstoffbindung in den Böden in den ersten Jahren nach Nutzungsumstellung am größten ist (JOHNSTON et al., 2009).

In der überwiegenden Zahl der analysierten Literatur wird über eine Humusanreicherung in Ackerböden unter ökologischer Bewirtschaftung berichtet (CAPRIEL, 2010; MÜLLER-LINDENLAUF, 2009; FLIEßBACH et al., 2007; MUNROE et al., 2002; PENMAN et al., 2003; KÜSTERMANN et al., 2007; RÜHLING et al., 2005; FOEREID & HOGH-JENSEN, 2004; PIMENTEL et al., 2005; LEITHOLD, 2004; MARIOTT & WANDER, 2006; WELLS et al., 2000; GLOVER et al., 2000; LIEBIG et al., 1999; BLAKEMORE, 2000). Messungen der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) an 395 ökologischen und 1.466 konventionellen Ackerstandorten ergaben, dass ökologisch bewirtschaftete Flächen tendenziell höhere Humusgehalte in 0 bis 15 cm Bodentiefe aufwiesen. Allerdings zeigte sich dieser Effekt nicht für alle Bodenarten (CAPRIEL, 2010). Die Auswertungen zeigen, dass der Humusgehalt in tierhaltenden Betrieben generell höher ist als in reinen Ackerbaubetrieben. Der Effekt der Tierhaltung auf den Gehalt der organischen Bodensubstanz war größer als der Einfluss des ökologischen Landbaus.

In einem 10-jährigen Dauerfeldversuch auf dem Versuchsgut Scheyern erhöhte sich der Humusgehalt ebenfalls. Die durchschnittliche C-Bindung lag hier bei 0,18 t / ha und Jahr (RÜHLING et al., 2005). Die Kohlenstoffanreicherung wurde maßgeblich durch die Einführung der Tierhaltung und den Einsatz von Stallmistkomposten gefördert. KÜSTERMANN et al. (2008) ermittelten in 18 Ökobetrieben in der Nähe des Versuchsguts Scheyern eine durchschnittliche C-Bindung von 0,12 t/ha. In benachbarten konventionellen Betrieben (n=10) wurden dagegen im Durchschnitt 0,07 t C/ha freigesetzt. Zu berücksichtigen ist jedoch eine hohe Varianz innerhalb der beiden Gruppen. In den Ökobetrieben wurde eine Spannweite von 0,5 t/ha C-Bindung bis zu 0,13 t/ha C-Freisetzung und in den benachbarten konventionellen Betrieben eine Spannweite von 0,18 t/ha C-Bindung bis zu 0,25 t/ha C-Freisetzung festgestellt. Diese Spannweiten verdeutlichen den Einfluss der Betriebsstrukturen (z.B. mit und ohne Viehhaltung) und des Managements in den Betrieben.

SMITH (2005) gibt das Potenzial des ökologischen Landbaus zur C-Sequestrierung mit 0 bis 0,54 t C/ha und Jahr an. Auch Modellierungsergebnisse mit dem Modellsystem CENTURY weisen auf höhere Gehalte organischer Bodensubstanz im ökologischen Landbau hin (FOEREID und HOGH-JENSEN, 2004). PIMENTEL et al. (2005) berichten von einer Steigerung der Boden-C-Gehalte gegenüber konventioneller Bewirtschaftung um jährlich 0,28 bis 0,68 t C/ha auf biologisch bewirtschafteten Böden. WELLS et al. (2000) ermittelten einen extrem starken Anstieg (+55 %) des Gehalts an organischem Bodenkohlenstoff in der ökologisch bewirtschafteten Variante eines dreijährigen Feldgemüseversuchs. Die Ursache für diesen ungewöhnlichen Anstieg war eine extrem hohe Kompostgabe von 40 t/ha.

In 15-jährigen Feldversuchen in den USA wurde eine Zunahme der Humusgehalte in Fruchtfolgen des ökologischen Landbaus beobachtet; die konventionelle Bewirtschaftung führte dagegen zu keiner Veränderung (DRINKWATER et al., 1998). Den stärksten Einfluss auf die Humusanreicherung hatte in diesen Versuchen die organische Düngung mit Rindermist. GLOVER et al. (2000) analysierten die Humusgehalte im Apfelanbau bei ökologischer, konventioneller und integrierter Produktionsweise. Die Varianten ökologische und integrierte Produktion erhielten jeweils Kompost. Die Humusgehalte dieser Varianten unterschieden sich nicht. Die konventionelle Variante dagegen, die nur mineralische Düngung erhielt, hatte ca. 10 % weniger Humus im Oberboden. LIEBIG & DORAN (1999) stellten in Untersuchungen auf jeweils 5 nach Bodentyp vergleichbaren Betrieben in Nebraska und North Dakota für die ökologisch bewirtschafteten Böden durchschnittlich 22 % höhere Gehalte an organischem Kohlenstoff fest. PULLEMAN et al. (2003) fanden in 70 Jahre lang ökologisch (mit Tierhaltung) und konventionell (ohne Tierhaltung) bewirtschafteten Flächen eine organische Bodensubstanz von 24 g/kg Boden für ökologische und 15 g/kg Boden für konventionelle Bewirtschaftung. Dieser sehr große Unterschied wird auf den Einsatz organischer Dünger aus der Tierhaltung auf den ökologisch bewirtschafteten Flächen zurückgeführt. Zu beachten ist, dass es auch Studien gibt, die zu dem Ergebnis kommen, dass die Bewirtschaftungsform (ökologisch bzw. konventionell) keinen Effekt auf den Vorrat organischer Substanz hat (FRIEDEL, 2000; SHANNON et al., 2002; MARINA-

RI et al., 2006). RAHMANN et al. (2008) führt das auf die große Bedeutung systemübergreifender Faktoren wie z. B. Fruchtfolgegestaltung, Reststoffmanagement und Bodenbearbeitung zurück.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass in den weitaus meisten Studien die organischen Bodenkohlenstoffgehalte unter ökologischer Bewirtschaftung höher sind als in den konventionellen Vergleichsvarianten. Hierbei ist jedoch auffallend, dass sehr oft tierhaltende ökologische Betriebe mit konventionellen Markfruchtbaubetrieben, die keine organischen Wirtschaftsdünger eingesetzt haben, verglichen wurden. Die verbreitete Feststellung, dass ökologische Betriebe in der Regel einen höheren Humusgehalt aufweisen als konventionelle Betriebe sollte daher differenziert betrachtet werden. In viehhaltenden Betrieben ist sowohl im ökologischen Landbau als auch in der konventionellen Landwirtschaft die Humusersatzleistung durch die Rückführung von Wirtschaftsdünger deutlich ausgeprägter als in viehlosen Ackerbaubetrieben. Konventionelle Veredelungsbetriebe, in denen erhebliche Mengen organischer Wirtschaftsdünger anfallen und zur Düngung verwendet werden, haben daher meist ähnlich hohe Humusgehalte wie ökologisch wirtschaftende Gemischtbetriebe (LEIFELD & FUHRER, 2010). Ergebnisse zu Humusanreicherung durch Umstellung auf ökologischen Landbau sind daher maßgeblich durch die Bewirtschaftung des konventionellen Referenzsystems beeinflusst. Die verallgemeinernde Annahme, dass der Humusgehalt bei Umstellung auf ökologischen Landbau signifikant ansteigt, ist daher nur für konventionelle Betriebe mit geringer und mittlerer Rückführung organischer Substanz hinreichend belegt. RAHMANN et al. (2008) haben aus ihrer Literaturübersicht einen durchschnittlichen Wert für die Humusanreicherung durch Umstellung auf ökologischen Landbau abgeschätzt. Ausgehend von einem konventionellen Betrieb mit mittlerer Rückführung organischer Substanz und einem Planungszeitraum von 10 bis 20 Jahren schätzten sie die mögliche C-Bindung durch Umstellung auf ökologischen Landbau auf 1,9 bis 4,6 t/ha (im Durchschnitt rund 0,22 t C/ha und Jahr).

Wie in Kapitel 9.7 (Steigerung des Vorrats an organischer Bodensubstanz) beschrieben, muss darauf geachtet werden, dass im Zuge der organischen Düngung keine umweltbelastenden Nährstoffüberschüsse auftreten. LI et al. (2005) weisen ferner darauf hin, dass die Kohlenstoffsequestrierung in Ackerböden zu steigenden N_2O-Emissionen führen kann. Letztlich sollte im Kontext des Klimaschutzes auch berücksichtigt werden, in wieweit die organische Düngung aus dem betriebsinternen Stoffkreislauf bzw. externen Quellen stammt.

Zusammenfassung

Für die Bewertung der Treibhausgasminderungspotenziale durch die Umstellung von konventionellen auf ökologischen Landbau wurden 34 Untersuchungen in einer Literaturstudie ausgewertet, in denen die flächen- und/oder produktbezogenen THG-Emissionen konventioneller und ökologischer Produktionsverfahren vergleichend untersucht wurden.

Im Bereich der pflanzlichen Erzeugung sind nach derzeitigem Wissensstand die Potenziale des ökologischen Landbaus zur Reduzierung der flächenbezogenen THG-Emissionen eindeutig und wissenschaftlich nicht umstritten. In den meisten Fällen kann durch Umstellung auf ökologischen Landbau auch eine Minderung der produktbezogen Emissionen erreicht werden. Das Minderungspotenzial fällt aufgrund der geringeren Erträge jedoch deutlich kleiner aus und trifft auch nicht für alle Kulturen zu.

Auch in der ökologischen Fleisch- und Eiererzeugung können nach derzeitigem Wissenstand der Tendenz nach THG-Emissionsminderungen erzielt werden. Die Ergebnisse sind jedoch nicht so klar wie für die pflanzliche Erzeugung und beruhen nur auf sehr wenigen Studien.

In der Milcherzeugung können durch ökologischen Landbau nach dem derzeitigen Kenntnisstand keine signifikanten Emissionsminderungen erreicht werden. Dies liegt vor allem daran, dass die Summe an THG-Emissionen stark durch die Methanemissionen der Milchkühe bestimmt wird. Die Methanemission pro Liter Milch sinkt in der Regel mit steigender Milchleistung. Aufgrund der geringeren Milchleistung in ökologischen Systemen können durch die ökologische Milcherzeugung flächenbezogene, nicht jedoch produktbezogene Emissionsminderungen erreicht werden.

Generell kann sowohl für die pflanzliche als auch für die tierische Produktion festgestellt werden, dass die Höhe der produktbezogenen Emissionen sehr stark durch das einzelbetriebliche Management beeinflusst wird. Dieser einzelbetriebliche Einfluss kann deutlichgrößer sein als der generelle Einfluss der ökologischen und konventionellen Wirtschaftsweise.

Ein gesichertes Potenzial der Humusanreicherung (C-Sequestrierung) durch Umstellung auf ökologischen Landbau ist nur auf Flächen gegeben, die zuvor nicht regelmäßig mit organischen Wirtschaftsdüngern gedüngt wurden. Auf konventionellen Ackerflächen mit üblichen Marktfrucht-Fruchtfolgen ohne Zufuhr organischer Wirtschaftsdünger kann die Umstellung auf ökologische Bewirtschaftung mit Tierproduktion dagegen zu einer deutlichen Zunahme der organischen Bodensubstanz führen.

Aufgrund der teilweise deutlich niedrigeren Erträge im ökologischen Landbau müssen bei der Bewertung der Klimawirksamkeit der Produktion auch Verlagerungs- und Verdrängungseffekte berücksichtigt werden (siehe Abschnitt „Potenzielle Verdrängungseffekte“). Kommt es aufgrund der niedrigeren Erträge zu einer Ausdehnung der gesamten Ackerfläche und damit zur Verlagerung der Produktion auf Flächen, die bisher nicht ackerbaulich genutzt wurden, dann ist davon auszugehen, dass Emissionen aus Landnutzungsänderungen die aufgezeigten Einsparpotenziale des ökologischen Landbaus mindestens ausgleichen. Dieser Punkt, der nur schwer zu bewerten ist, wird im Abschnitt „Potenzielle Verdrängungseffekte“ (s.u.) näher erörtert.

Dauerhaftigkeit/Umkehrbarkeit

Die Emissionsreduktion durch den Verzicht auf chemisch-synthetische Düngemittel und einen niedrigeren Einsatz von Zukauffuttermitteln in Ökobetrieben ist dauerhaft und nicht umkehrbar.

Die Speicherung von Kohlenstoff durch die Humusanreicherung in ökologisch bewirtschafteten Böden ist zeitlich und mengenmäßig begrenzt, da sich ein in Abhängigkeit der Bewirtschaftung ein neues Gleichgewicht des Humusvorrats einstellt. Wird die Bewirtschaftung geändert, kann der zuvor festgelegte organische Kohlenstoff rasch mineralisiert werden bis sich ein neues Fließgleichgewicht zwischen Kohlenstoffeinträgen und Kohlenstoffausträgen eingestellt hat.

Potenzielle Verdrängungseffekte

Aktuelle Literaturauswertungen (DE PONTI et al., 2012; SEUFERT et al., 2012) zeigen, dass die Erträge im ökologischen Ackerbau im Vergleich zu konventionellen Erträgen durchschnittlich 20-25 % niedriger ausfallen. Ertragsdaten niedersächsischer Betriebe weisen – wie oben gezeigt - darauf hin, dass in Niedersachsen die Ertragsdifferenz zwischen ökologisch und konventionell bewirtschafteten Betrieben deutlich größer ist. Daher kann die Umstellung auf ökologischen Landbau zu Verlagerungs- und Verdrängungseffekten (Leakage) führen. Mögliche Verdrängungseffekte sind jedoch schwer quantifizierbar.

Darüber hinaus muss beachtet werden, dass die flächenmäßige Entwicklung des ökologischen Landbaus deutlich von der Entwicklung der Nachfrage nach ökologisch erzeugten Lebensmitteln abhängt. Konsumenten, die ökologisch erzeugte Lebensmitteln kaufen, zeichnen sich derzeit durch ein bewussteres Ernährungsverhalten aus. Die Auswertung der nationalen Verzehrstudie II, die am Max-Rubner-Institut durchgeführt wurde, ergab hierzu zahlreiche signifikante Beziehungen. Insgesamt zeichnen sich Biokäufer durch ein deutlich höheres Ernährungswissen gegenüber Nicht-Biokäufer aus, was sich unter anderem in einem höheren Anteil normalgewichtiger Personen ausdrückt (45 % der Bio-Käufer gegenüber 35 % der Nicht-Biokäufer). Biokäufer konsumieren zudem signifikant mehr pflanzliche Lebensmittel und signifikant weniger Fleisch und Wurstwaren als Nicht-Biokäufer (HOFFMANN & SPILLER, 2010). Diese veränderten Konsumgewohnheiten führen dazu, dass für die Futtermittelerzeugung weniger Flächen beansprucht werden, was die niedrigeren Flächenerträge im ökologischen Landbau relativiert. Inwiefern dieser Zusammenhang auch bei einer weiteren Ausdehnung noch Gültigkeit hat und ob zukünftige Biokäufer ihr Konsumverhalten ebenfalls ändern und weniger tierische Produkte kaufen, lässt sich nicht abschätzen.

Die schwer quantifizierbaren Verdrängungseffekte sind ein erheblicher Unsicherheitsfaktor für die Bewertung der möglichen Klimaschutzleistung des ökologischen Landbaus.

Weitere Umweltwirkungen

Der ökologische Landbau weist gegenüber konventionellen Landbausystemen eine Vielzahl positiver Umwelteffekte auf. Dies gilt vor allem für den Erhalt der Biodiversität, den Bodenschutz, den Oberflächen- und Grundwasserschutz, den Ressourcen- und Energieverbrauch und dem Tierwohl. STOLZE et al. (2000) haben die Umweltleistungen des ökologischen Landbaus im Rahmen eines europäischen Forschungsprojektes in Kooperation mit Experten aus 18 europäischen Ländern auf Basis von nationalen und internationalen wissenschaftlichen Studien dokumentiert. 2009 wurde diese Arbeit durch NIGGLI et al. aktualisiert und ergänzt. Die Ergebnisse der Literaturanalyse sind in Tabelle 14-2 dargestellt.

Tabelle 14-2: Umwelteffekte des ökologischen Landbaus im Vergleich zum konventionellen Landbau

Indikator	++	+	**0**	-	--
Beitrag zur Biodiversität					
Pflanzenvielfalt (z. B. Ackerbegleitflora)		x			
Vielfalt an Bodenlebewesen und Insekten		x			
Vielfalt an Säugetieren und Vögeln		x			
Lebensraumvielfalt		x			
Landschaftsqualität			x		
Beitrag zum Tierwohl					
Tiergesundheit			x		
Tierschutz			x		
Beitrag zum Bodenschutz					
Humus		x			
Bodenschutz und Erosion		x			
Bodenfruchtbarkeit und biologische Aktivität	x				
Beitrag zum Schutz von Oberflächen- und Grundwasser					
Nitratbelastung		x			
Pestizideintrag	x				
Beitrag zur Reduktion von Energie- und Ressourcenverbrauch					
Nährstoffeinsatz		x			
Wasserverbrauch			x		
Energieverbrauch		x			

Legende: Umwelteffekte des ökologischen Landbaus sind ++ viel besser, + besser, + gleich, - schlechter, -- sehr viel schlechter als die im konventionellen Landbau.

Die Sicherheitswahrscheinlichkeiten der Umweltleistungen sind mit x gekennzeichnet.

Quelle: Eigene Darstellung nach Niggli et al. (2009) und Stolze et al. (2000).

Fazit

Es steht außer Frage, dass der ökologische Landbau gegenüber konventionellen Landbausystemen eine Vielzahl positiver Umwelteffekte aufweist. Auch im Kontext des Klimaschutzes weist er positiv zu wertende Faktoren auf. Zu nennen sind der Verzicht auf chemisch-synthetische Düngemittel, meist geringere N-Überschüsse und niedrigere Viehbesatzdichten, eine Fruchtfolgegestaltung mit humusmehrenden Kulturen, die Kopplung von Pflanzenbau und Tierproduktion mit einer gezielten Verwertung organischer Wirtschaftsdünger und der geringere Zukauf von (Import)-Futtermitteln. Dennoch ist die Systembewertung in Bezug auf die Klimawirksamkeit nicht eindeutig. Vermindert wird die Klimaschutzleistung der genannten Faktoren durch die niedrigeren Erträge in der ökologischen Landwirtschaft. Hinzu kommt das schwer zu bewertende Risiko, dass die niedrigeren Erträge zu einer Ausweitung von Produktionsflächen und zu emissionsbehafteten Verlagerungs- und Verdrängungseffekten führen können.

Da aufgrund der bestehenden Unsicherheiten eine gesicherte abschließende Bewertung nicht möglich ist und die ausgewerteten Studien nahe legen, dass das einzelbetriebliche Management einen größeren Einfluss auf die Höhe der produktbezogenen Emissionen hat als die generelle Wahl zwischen konventioneller und ökologischer Wirtschaftsweise, stellt sich im Sinne des Klimaschutzes nicht primär die Frage konventionell oder ökologisch. Relevant ist vor allem, wie das Management und die Struktur in den jeweiligen Systemen optimiert werden kann.

15 Einzelbetriebliche Analyse anhand von Fallbeispielen: Treibhausgasminderungskosten und Akzeptanz ausgewählter Maßnahmen

Um Vorschläge für eine effiziente Klimaschutzpolitik erarbeiten zu können, bedarf es neben einer Bewertung der THG-Minderungspotenziale relevanter Maßnahmen auch einer Abschätzung der damit verbunden Kosten. Die maßnahmenbezogenen THG-Minderungskosten auf Betriebsebene (€ je eingesparte THG-Menge in Tonnen $CO_{2\text{-Äq.}}$) geben an, welche zusätzlichen Kosten einem Betrieb entstehen würden, wenn mithilfe der jeweiligen Maßnahme die THG-Emissionen um eine Mengeneinheit reduziert werden. Eine kosteneffiziente Maßnahme zeichnet sich durch ein großes THG-Minderungspotenzial und geringe Kosten aus. Da eine Klimaschutzpolitik nur dann erfolgreich sein kann, wenn effiziente Maßnahmen auf den Betrieben auch umgesetzt werden, gilt es bei der Erarbeitung von Politikvorschlägen ferner, auch die Umsetzungsbereitschaft bzw. mögliche Umsetzungsbarrieren einzelner Maßnahmen zu berücksichtigen.

Bisher gibt es nur wenige Untersuchungen, die sich mit den betrieblichen Kosten von THG-Maßnahmen befasst haben. Um das Bild zu vervollständigen und die aktuelle Produktions- und Kostenstruktur niedersächsischer Landwirtschaftsbetriebe zu berücksichtigen, wurden Kostenrechnungen für verschiedene Klimaschutzmaßnahmen in ausgewählten niedersächsischen Betrieben durchgeführt. Dabei ging es nicht darum, die THG-Minderungskosten für die niedersächsische Landwirtschaft genau zu bestimmen. Hierfür hätte es einer deutlich größeren Anzahl an Betrieben bedurft. Vielmehr galt es anhand einzelner Betriebe Anhaltspunkte hinsichtlich der relativen ökonomischen Vorzüglichkeit einzelner THG-Minderungsmaßnahmen auf Betriebsebene zu bekommen.[1]

Bei den ausgewählten Betrieben handelt es sich um typische Betriebe aus verschiedenen Regionen Niedersachsens. Um die mit einer Maßnahme verbundenen betrieblichen THG-Vermeidungskosten abzuschätzen, wurden im Rahmen von Betriebsbesuchen verschiedene einzelbetriebliche Anpassungsreaktionen mit den Betriebsleitern diskutiert und die jeweilige Umsetzungsbereitschaft erfragt. Da die THG-Minderungsmaßnahmen Auswirkungen auf den Gesamtbetrieb haben können, reichen häufig einfache Deckungsbeitragsberechnungen nicht aus. Deshalb wurde für die Ermittlung der THG-Minderungskosten das einzelbetriebliche, prozessspezifische Simulationsmodell FarmSim verwendet. Die Berechnung der THG-Minderung erfolgte entsprechend der in den Kapiteln 9 und 10 zu den einzelnen Maßnahmen ermittelten Grundlagen und getroffenen Annahmen.

Der für die Ermittlung der Maßnahmeneffizienz und Abschätzung der Umsetzungsbereitschaft gewählte methodische Ansatz und die Datengrundlage wird im folgenden Abschnitt

[1] Ein allgemeiner Überblick über Emissionsminderungskosten verschiedener Maßnahmen ist in Kapitel 7 „Zusammenfassende Bewertung“ enthalten.

beschrieben. Anschließend werden für verschiedene Maßnahmen die THG-Minderungskosten und mögliche Umsetzungsprobleme dargestellt und diskutiert.

15.1 Methodik und Datengrundlage

Betriebsauswahl

Die Auswahl der typischen Betriebe erfolgte in drei Schritten. In einem ersten Schritt wurden zunächst für einzelne Regionen in Niedersachsen (Nord, Nord-West, West, Zentral, Ost, Süd-Ost) die wichtigsten Betriebstypen (Milchvieh, Veredelung Schwein, Ackerbau mit/ohne Kartoffelanbau, Biogas) festgelegt. Um eine typische Betriebsstruktur für die einzelnen Betriebsgruppen zu definieren, wurden Agrarstrukturdaten des Statistischen Bundesamtes ausgewertet und Betriebe anhand verschiedener Kriterien ausgewählt (siehe Tabelle 15.1-1). Als „typisch“ wurde eine Betriebsstruktur definiert, die dem Median der ausgewählten Betriebe entsprach. In einem dritten Schritt wurden anschließend für jede typisierte Betriebsgruppe mithilfe der Landwirtschaftskammer und einzelner Beratungsunternehmen jeweils ein bis zwei reale Betriebe ausgewählt, die mit einer typisierten Betriebsgruppe vergleichbar waren und einer Mitwirkung im Projekt zustimmten. Bei der Auswahl der Betriebe und bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass die an einer solchen Untersuchung teilnehmenden Landwirte erfahrungsgemäß eher zu den wirtschaftlich erfolgreichen gehören. Überdurchschnittlich gute Werte zeigen sie auch hinsichtlich der N-Bilanzen gemäß DüV. Die dokumentierten Werte sind jedoch nicht immer nachvollziehbar.

Tabelle 15.1-1: Anzahl ausgewählter typischer Betriebe je Region und Betriebstyp

	Betriebstyp					
	Ackerbau ohne Kartoffelanbau	Ackerbau mit Kartoffelanbau	Ackerbau mit Biogas	Milchvieh	Milchvieh mit Biogas	Schweine-mast
Region						
Nord				2		
Nord-West				1		
West					1	2
Zentral	1	1	1			
Ost		2				
Süd-Ost						1
Auswahl-kriterien	- Umfang Ackerfläche - Keine Tier-haltung	- Umfang Kartoffelfläche	- Umfang Ackerfläche - Keine Tier-haltung - Biogasanlage	- Anzahl Milchkühe - Anteil Grün-land an LF - Anteil Silo-mais an AF	- Anzahl Milchkühe - Anteil Grün-land an LF - Anteil Silo-mais an AF - Biogasanlage	- Anzahl Schweine - Viehbesatz

Quelle: Eigene Darstellung.

Befragung

Die Datenerhebung wurde in Form eines persönlichen Interviews mit den Betriebsleitern und mithilfe eines standardisierten Fragebogens im Herbst/Winter 2011 durchgeführt.

Zunächst wurden allgemeine Betriebsdaten zur Erwerbs-, Rechts- und Betriebsform, Landnutzung und Tierhaltung, Ressourcenausstattung (Lieferrechte, Arbeitskräfte und Gebäude), Mechanisierung sowie zur Höhe der Gemeinkosten und sonstiger Erträge erhoben. Anschließend wurden für alle Produktionsverfahren die einzelnen Prozessschritte und die jeweiligen Input- und Outputgrößen erfasst. Die wichtigsten Merkmale der untersuchten Betriebe sind in Tabelle 15.1-2 zusammengefasst[2].

In einem zusätzlichen Fragenkomplex wurden die Betriebsleiter anschließend gebeten, die innerbetrieblichen Umsetzungsmöglichkeiten, potenzielle Hemmnisse und Konsequenzen sowie Anforderungen für die Umsetzung relevanter THG-Minderungsmaßnahmen einzuschätzen.

FarmSim

Für die Berechnung der gesamtbetrieblichen THG-Minderungskosten wurden das Excel-basierte, einzelbetriebliche Simulationsmodell FarmSim verwendet. Das Modell basiert auf einer prozessorientierten Darstellung landwirtschaftlicher Produktionsverfahren und wurde am Thünen-Institut zur ökonomischen Analyse verfahrensspezifischer Anpassungsstrategien entwickelt.

Die im Rahmen der Betriebsbesuche erhobenen Daten wurden in einem ersten Schritt auf Plausibilität und Vollständigkeit geprüft. Sofern notwendig, erfolgte eine Anpassung und Ergänzung der Daten durch Erfahrungs- und Literaturwerte (u. a. KTBL, Landwirtschaftskammern, Beratungsringe). Der Ist-Zustand, das heißt die wirtschaftliche Situation der Betriebe im letzten Wirtschaftsjahr (WJ 2010/11), diente als Referenz für die Modellanalyse. Anschließend wurden die betrieblichen Kosten und der Gewinn bei einer Umsetzung der einzelnen THG-Minderungsmaßnahmen ermittelt und mit der Referenzsituation verglichen. Die gesamtbetrieblichen THG-Minderungskosten je $CO_{2\text{-Äq.}}$ wurden aus der jeweiligen Gewinndifferenz und der THG-Minderung abgeleitet. Die in der Modellanalyse unterstellten betrieblichen Anpassungen basieren auf den Angaben der Betriebsleiter. Die Opportunitätskosten für familieneigene Arbeitskräfte wurden bei den Berechnungen nicht berücksichtigt, da sich die Ansprüche an die AK der familieneigenen Arbeitskräfte bei den Berechnungen nur geringfügig geändert haben und keine Informationen über die Opportunitätskosten vorlagen.

[2] Aus Gründen der Anonymität wurden die Angaben teilweise gerundet.

Tabelle 15.1-2: Betriebsmerkmale[1)] der erhobenen „typischen“ Betriebe

Betriebs-Nr		**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**
Betriebstyp bzw. -schwerpunkt		Mastschweine Sauen Ackerbau	Milchvieh Futterbau	Mastschweine Sauen Ackerbau	Ackerbau	Ackerbau	Milchvieh Futterbau	Mastschweine Ackerbau	Milchvieh Futterbau	Ackerbau Biogas [2)]	Ackerbau	Milchvieh Ackerbau Biogas [3)]	Ackerbau
Region in Nds		Süd-Ost	Nord	West	Ost	Zentral	Nord-West	West	Nord	Zentral	Ost	West	Zentral
Bodenwertzahlen		51-65	26-35	26-35	36-50	90-100	51-65	26-35	18-38	26-35	51-65	26-35	65-90
Betriebsgröße[1)]	ha LF	160	60	40	200	70	60	40	290	100	70	120	210
Ackerland	% d. LF	100%	40%	100%	100%	100%	30%	100%	50%	100%	100%	80%	100%
Grünland	% d. LF		60%				70%		50%			20%	
Viehbesatz	GVE/ha LF	1,6	2,0	8,5	0,0	0,0	2,3	3,9	2,1	0,0	0,0	1,0	0,0
Ackerflächennutzung													
Getreide	% d. AF	70%	20%	60%	50%	55%	0%	100%	20%	20%	45%		60%
Zuckerrüben	% d. AF	<10%			10%	30%					25%		30%
Kartoffeln	% d. AF				30%	15%					25%		
Raps	% d. AF	10%											
Körnermais	% d. AF			40%									
Silomais	% d. AF	15%	80%				100%		80%	70%		100%	<10%
GPS+Zweitfrucht	% d. AF									10%			
Stilllegung	% d. AF	<10%			10%						10%		<10%
Zwischenfrucht	% d. AF	15%	65%	35%	40%				65%	55%	20%	100%	
Viehhaltung													
Milchvieh	Ø Stk		80				80		310			60	
Bullenmast	St./Jahr								180			30	
Sauen	Ø Stk	110		140									
Schweinemast	St./Jahr	2300		3600				2700					

1) Gerundete Werte. 2) 200 kW_{el}. 3) 500 kW_{el}.

Quelle: Eigene Erhebung.

15.2 Treibhausgasminderungskosten und Umsetzungsbereitschaft ausgewählter Maßnahmen

Die THG-Minderungskosten wurden jeweils für die Maßnahmen berechnet, für die relativ gut gesicherte Informationen hinsichtlich der THG-Einsparmöglichkeiten, der gesamtbetrieblichen Maßnahmenkosten und der Umsetzbarkeit auf den Betrieben vorlagen. Angesichts der komplexen Wirkungsketten im Bereich der Tierhaltung erfolgte eine Kostenermittlung ferner nur für THG-Minderungsmaßnahmen, die sich unmittelbar auf die Landnutzung beziehen. Untersucht wurde eine THG-Minderung durch:

- Reduktion der Düngermenge (Teilflächenspezifische Düngung, Cultan-Düngung, Düngung nach schlagbezogenen N_{min}-Werten)
- Verbessertes Wirtschaftsdünger- und Gärrestemanagement (direkte Einarbeitung der Gülle, Gülleausbringung im Frühjahr statt im Herbst)
- Bewirtschaftungsaufgabe von Moorflächen

Wie der Tabelle 15.2-1 zu entnehmen ist, wurden pro Betrieb die THG-Minderungskosten für jeweils zwei bis fünf unterschiedliche Maßnahmen untersucht, da nicht alle Maßnahmen für alle Betriebe relevant waren (z. B. Bewirtschaftungsaufgabe von Moorflächen).

Das Potenzial der Emissionsminderung und die betrieblichen Kosten der Maßnahmen werden maßgeblich von der Ist-Situation auf den Betrieben und den gesetzten Annahmen zur Umsetzung der Maßnahmen beeinflusst. **Die errechneten Werte gelten daher für die spezifischen Betriebsverhältnisse und die gewählte Form der Maßnahmenumsetzung und sind deshalb als erste Abschätzung zu werten.**

Tabelle 15.2-1: Übersicht der auf den Betrieben jeweils untersuchten Maßnahmen

Betriebs-Nr	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**
Betriebstyp bzw. -schwerpunkt	Mastschweine Sauen Ackerbau	Milchvieh Futterbau	Mastschweine Sauen Ackerbau	Ackerbau	Ackerbau	Milchvieh Futterbau	Mastschweine Ackerbau	Milchvieh Futterbau	Ackerbau Biogas	Ackerbau	Milchvieh Ackerbau Biogas	Ackerbau
Region in Nds	Süd-Ost	Nord	West	Ost	Zentral	Nord-West	West	Nord	Zentral	Ost	West	Zentral
N-Bilanz (∅ 3-Jahre) nach DüV [1)]	50	1	41	17	42	1	32	10	46	19	43	54
Chem.-syn. Dünger (N kg/ha LF)	151	101	59	181	183	145	77	94	145	167	70	167
Verbesserung der Stickstoff-effizienz												
Teilflächenspezifische Düngung	X			X	X		X		X			X
Cultan-Düngung	X	X		X	X		X		X	X		X
Düngung nach N_{min}-Methode	X		X	X	X		X	X		X	X	X
Wirtschaftsdünger- und Gärrestemanagement												
Gülle-Einarbeitung	X	X				X	X	X	X		X	
Gülle-Ausbringung	X						X		X			
Bewirtschaftungsaufgabe von Moorflächen			X			X						
Anzahl Maßnahmen	5	2	2	3	3	2	5	2	4	2	2	3

[1] Nach Angaben der Betriebsleiter. Zu berücksichtigen ist, daß die N-Abfuhr bei Viehhaltungsbetrieben ohne N_{min}-Beprobung häufig überschätzt wird.

Quelle: Eigene Darstellung.

15.2.1 Anpassungen im Düngungsmanagement

Eine THG-Minderung ergibt sich durch die Einsparung von chemisch-synthetischen N-Düngemitteln und der damit verbundenen Verringerung der direkten N_2O-Emissionen aus den gedüngten Böden, den indirekten N_2O-Emissionen in Folge des Austrags reaktiver Stickstoffverbindungen wie Nitrat und Ammoniak sowie den Emissionen aus der Düngemittelbereitstellung.

Einschätzungen der Betriebsleiter

Die N-Bilanzen (Flächen- oder aggregierte Schlagbilanz gemäß Düngeverordnung) weisen in den untersuchten Betrieben im Schnitt der letzten drei Jahre einen N-Überschuss von durchschnittlich 28 kg/ha aus. Dieser Wert variiert zwischen den Betrieben zwischen 1 kg und 56 kg N/ha. Innerbetrieblich sind die Drei-Jahres-Schwankungen sehr viel größer. Der Wertebereich liegt von -20 kg N/ha bis 105 kg N/ha. Alle Betriebe halten – zumindest in der 3-Jahres-Betrachtung – die derzeitigen Vorgaben der Düngeverordnung ein. Bei einigen Betrieben, vor allem denjenigen mit besonders hohen Viehbesätzen, können diese Werte nur deshalb realisiert werden, weil sie einen Teil ihrer Gülle oder Gärreste an andere Betriebe abgeben bzw. über die Güllebörse exportieren (Betriebe Nr. 3, 6, 7, 11). Viele Betriebe würden sogar eine Reduzierung des Saldos von bisher 60 kg/ha auf 40 kg/ha sofort erfüllen. Die festgestellten Schwankungen sowohl zwischen den Betrieben als auch innerbetrieblich zeigen, dass ein erhebliches Potenzial zur Verbesserung der N-Effizienz vorhanden ist. Es muss an dieser Stelle allerdings darauf hingewiesen werden, dass die N-Flächenbilanzen nach DüV besonders in Betrieben mit Anbau von Futterpflanzen mit großen Unsicherheiten behaftet sind und zur Plausibilisierung der Bilanzen auch Hoftorbilanzen herangezogen werden sollten.

Als Anpassungsmaßnahmen für eine Verringerung der Salden geben die Betriebsleiter unterschiedliche Möglichkeiten an. Diese reichen von der Beregnung aller Flächen als Mittel der Ertragsstabilisierung über die Ausdehnung betrieblicher N_{min}-Proben bis zur Ausweitung des Maisanbaus, da dieser einen höheren Nährstoffentzug habe.

Die schlagbezogene **N_{min}-Bestimmung** im Frühjahr wird in diesem Zusammenhang von mehreren Betrieben als wichtige Maßnahme gesehen. Die Umsetzung dieser Maßnahme ist für jeden Betrieb kurzfristig und problemlos möglich, wird aber derzeit nicht von allen durchgeführt.

Technikbezogene Maßnahmen sind demgegenüber einzelbetrieblich häufig nicht problemlos umzusetzen. Einerseits kann vorhandene Alttechnik oft nicht entsprechend nachgerüstet werden, so dass in neue Techniken investiert werden muss. Andererseits sind die neuen Techniken aufgrund der hohen Investitionskosten und Schlagkraft gar nicht mehr einzelbetrieblich, sondern nur noch überbetrieblich ausgerichtet, was wiederum häufig nicht der derzeitigen Betriebsorganisation entspricht.

Die Methoden der **Präzisionslandwirtschaft (Precision Farming)** werden von den Betrieben bislang nur in geringem Umfang wahrgenommen und eingesetzt. Neben der teilflächenspezifischen Düngung wird insbesondere das Parallelfahrsystem[3] genannt. Die teilflächenspezifische Düngung ist für viele Betriebsleiter derzeit kein Thema. Es wird eher ein Parallelfahrsystem erwogen, da sich hierbei durch exaktes Anschlussfahren überlappungsbedingte Mehraufwendungen einsparen lassen. Aus betrieblicher Sicht sprechen häufig folgende Gründe gegen den Einsatz einer sensorgestützten Düngeausbringung:

- Keine Notwendigkeit, da homogene Flächenqualitäten
- Umrüstung vorhandener Alt-Technik nicht möglich
- Fehlende Informationen/unabhängige Beratung
- Eigenmechanisierung zu teuer
- Bedenken hinsichtlich Unterscheidung zwischen N-Mangel und S-Mangel

Eine **CULTAN-Düngung** wird bisher noch von keinem der erhobenen Betriebe durchgeführt. Eine Umsetzung dieser Maßnahme wird aus betrieblicher Sicht vor allem durch folgende Aspekte erschwert:

- Eigenmechanisierung zu teuer
- Umstieg auf überbetriebliche Arbeitserledigung aufgrund vorhandener Eigenmechanisierung zu teuer
- Fehlendes Angebot durch einen Lohnunternehmer
- Fehlende Informationen/Beratung zu Technologie und Wirkungsweise
- Fehlender Bedarf, da hoher Anteil an Wirtschaftsdünger
- Technologie sei noch nicht vollständig ausgereift; bspw. Depotplatzierung bei Kartoffeln und Sicherstellung hoher Proteingehalte bei Weizen

Treibhausgasminderungskosten

Teilflächenspezifische Düngung – Precision Farming

Bei der teilflächenspezifischen Düngung handelt es sich um eine technologische Maßnahme, die eine genaue Ermittlung des Düngebedarfs und dadurch eine Reduktion der verwendeten Düngemenge ermöglicht. Betrachtet wurde die Umstellung auf eine GPS-basierte, sensorgesteuerte Düngung durch eine Umrüstung der bestehenden Technik, da diese Variante die geringsten betrieblichen Anpassungen erfordert. Die Düngerbedarfsberechnung erfolgt bei diesem Verfahren während der Überfahrt. Sowohl die Ausbringungs-

[3] Ein Parallelfahrsystem ist eine GPS-gestützte Lenkhilfe oder vollständig automatische Lenkung und wird bei der Feldarbeit eingesetzt, um Überlappungen oder Fehlstellen zu vermeiden.

technik als auch die verwendeten Düngemittel bleiben unverändert. Ferner wurde unterstellt, dass die Betriebe den gleichen Ertrag erzielen.

In den untersuchten Betrieben erfolgt die Mineraldüngung mit einem eigenen oder gemieteten Streuer. Falls ein Streuer aufgrund veralteter Technologie nicht umrüstbar ist (fehlende elektrisch regelbare Dosiereinheit) wurde der Einsatz eines gemieteten Streuers unterstellt. Der erforderliche Kauf der Sensortechnik wurde für alle Betriebe als eine Investition in Höhe von 22.000 € angesetzt. Die Abschreibung erfolgt über fünf Jahre. Ein überbetrieblicher Einsatz der Technik wurde bei den Berechnungen nicht berücksichtigt, da für viele Betriebe dies aus arbeitsorganisatorischen Gründen nicht in Frage kommt. Das sensorgesteuerte Verfahren wird im Frühjahr im Getreide- und Rapsanbau eingesetzt. Bei den Berechnungen wurde unterstellt, dass bei einer teilflächenspezifischen, sensor-gestützten Düngung insgesamt 18 kg N/ha bzw. 315 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha (bei 17,5 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/kg N, vgl. Kapitel 9.1) eingespart werden, ohne dass sich dadurch die Ertragsmenge und -qualität ändert. Bei der Kostenberechnung nicht berücksichtigt wurde eine durch die Sensordüngung bedingte stärkere Homogenisierung der Bestände hinsichtlich Qualität und Abreife und der dadurch bedingte leichtere Mähdrusch.

In Abhängigkeit vom Umfang des Getreide- und Rapsanbaus reduzieren sich die THG-Emissionen durch den Sensoreinsatz um 104 bis 315 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha AF. Das heißt, je grösser die Getreide- und Rapsproduktion in der Ist-Situation ist, desto grösser sind die Einsparungen bei einer teilflächen-spezifischen Düngung. Die Kosten der Maßnahme ergeben sich aus den erhöhten Abschreibungen für die getätigte Investition abzüglich der verringerten Aufwendungen für mineralische Düngemittel, die wiederum durch das Düngeniveau und die Preise für Düngemittel in der Ist-Situation bestimmt werden. Die Kosteneinsparungen pro kg Mineraldünger-N variieren demnach von Betrieb zu Betrieb. Gemäß den Modellberechnungen führt auf den untersuchten Betrieben die teilflächenspezifische Düngung zu THG-Vermeidungskosten von 51 bis zu 327 €/t $CO_{2\text{-Äq.}}$ (siehe Tabelle 15.2-2).

Tabelle 15.2-2: THG-Minderung pro Jahr und Vermeidungskosten durch eine sensorgestützte teilflächenspezifische Düngung im Getreide und Rapsanbau

Betriebs-Nr.		**1**	**4**	**5**	**7**	**9**	**12**
Einsparung mineral. N-Dünger	kg/ha Getr.+Raps	18	18	18	18	18	18
	kg/ha AF	14	10	10	18	6	10
Einsparung $CO_{2\text{-Äq.}}$	kg/ha Getr.+Raps	315	315	315	315	315	315
	kg/ha AF	248	190	180	315	104	182
THG-Vermeidungs-kosten	€/ha Getr.+Raps	16	29	93	103	76	22
	€/ha AF	13	16	53	103	26	13
	€/t $CO_{2\text{-Äq.}}$	51	84	294	327	251	70

Quelle: Eigene Berechnung.

In der Praxis eignet sich die Maßnahme in der hier beschriebenen Form nur für Betriebe mit großen Getreide- und Rapsbeständen, da die Sensor-Technik für andere Kulturen derzeit noch nicht einsetzbar ist. Für kleinere Betriebe bietet sich diese Maßnahme demnach nur bedingt an, da die notwendigen Investitionskosten im Verhältnis zu den THG-Vermeidungskosten relativ hoch sind. Bei weiterführenden Untersuchungen wäre es lohnend zu prüfen, welchen Einfluss der überbetriebliche Technikeinsatz auf die Kosten der Emissionsminderung hätte.

CULTAN-Düngung

Bei der CULTAN-Düngung wird ein Stickstoff-Depot durch die Injektion einer Ammonium-Lösung in den Boden angelegt. Dadurch kann auf spätere Gaben in den meisten Kulturen verzichtet werden. Aufgrund der benötigten Technik kommt für die untersuchten Betriebe nur ein überbetrieblicher Einsatz in Betracht. Da bei einer Herbstinjektion die Depots durch Winterniederschläge aufquellen können, wurde eine Frühjahrsinjektion unterstellt. Um einen ausreichenden Proteingehalt im Backweizen zu gewährleisten, erfolgt in der Modellanalyse die letzte N-Gabe („Qualitätsgabe“) für Brotweizen mit einem konventionellen Düngemittel.

Das CULTAN-Verfahren kann grundsätzlich in allen Kulturen eingesetzt werden. Beim Kartoffelanbau kommt jedoch der genauen Positionierung des Stickstoff-Depots eine besondere Bedeutung zu, weshalb die Technik bislang i.d.R. für diese Kultur nicht eingesetzt wird (MENSCHING-BUHR, 2010). Da auch für Grünlandflächen bislang keine ausreichenden Erkenntnisse bezüglich der CULTAN-Düngung vorliegen, wurde der Einsatz des Verfahrens für den Kartoffelanbau und auf Grünlandflächen in der Modellanalyse nicht berücksichtigt.

Für die Ermittlung der THG-Vermeidungskosten wurde unterstellt, dass die Umsetzung der Maßnahme zu einer Reduktion der N-Düngung um 20 % und damit zu einer Einsparungen von 104 bis 590 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha Ackerfläche (AF) führt. Es sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass das Potenzial des CULTAN-Verfahrens zur Steigerung der N-Produktivität bisher nur in einzelnen Studien gezeigt wurde und eine weitere Absicherung erforderlich ist. Ferner wurde unterstellt, dass die CULTAN-Düngung durch Lohnunternehmen erfolgt und dadurch Kosten in Höhe von 1,10 €/kg N entstehen (MENSCHING-BUHR, 2010). Der eigene Maschinenbestand ändert sich durch den Einsatz des Lohnunternehmers nicht, da die Düngetechnik weiterhin für die Grunddüngung und die Düngung der nicht „CULTAN-geeigneten“ Kulturen benötigt wird. Allerdings können die Betriebe Dünger- und Prozesskosten (z. B. variable Maschinen- oder Dieselkosten) einsparen. Je höher die Dünger- und entsprechenden Prozesskosten in der Ist-Situation für Ackerkulturen (ohne Kartoffeln) sind, desto niedriger sind die THG-Vermeidungskosten. Wie in der Tabelle 15.2-3 dargestellt, ergeben sich für die untersuchten Betriebe sehr unterschiedliche THG-Vermeidungskosten. Für die Betriebe 1, 5 und 10 betragen die zusätzlichen Kosten zwischen 16 €/t $CO_{2\text{-Äq.}}$ und 101 €/t $CO_{2\text{-Äq.}}$. Bei Betrieb 4 entsprechen die zusätzlichen Lohnarbeitskosten den Einsparungen bei den Dünger- und Prozesskosten. Im Gegen-

satz dazu gehen im Saldo die Kosten bei den Betrieben 2, 7, 9 und 12 zurück. Die Einsparungen bei den Düngemitteln und den variablen Maschinenkosten sind in diesen Betrieben höher als die zusätzlichen Lohnarbeitskosten. Dies ist insbesondere in Betrieb 7 der Fall, der in der Ist-Situation relativ teure Düngemittel einsetzt und eine hohe Düngeintensität aufweist. Aus diesem Grund ergeben sich für diese Betriebe in der Modellanalyse negative Vermeidungskosten (d. h. THG-Vermeidungsnutzen). Es würde sich für die Betriebe demnach lohnen, eine CULTAN-Düngung durchführen zu lassen. Sollte sich in weiteren Studien bestätigen, dass das CULTAN-Verfahren ein entsprechend hohes Potenzial zur Steigerung der N-Produktivität aufweist, ist es als Klimaschutzmaßnahme sehr interessant. Hier besteht Forschungsbedarf, da eine abschließende Bewertung aufgrund der relativ kleinen Zahl an wissenschaftlich gesicherten Ergebnissen noch nicht möglich ist.

Tabelle 15.2-3: THG-Minderung pro Jahr und Vermeidungskosten durch CULTAN-Düngung

Betriebs-Nr.		**1**	**2**	**4**	**5**	**7**	**9**	**10**	**12**
Einsparung mineral. N-Dünger	kg/ha Cultanfläche	35	28	28	34	15	29	40	34
	kg/ha AF	27	6	18	29	15	29	27	34
Einsparung $CO_{2\text{-Äq.}}$	kg/ha Cultanfläche	614	487	492	589	271	516	701	603
	kg/ha AF	473	104	324	507	271	516	470	590
THG-Vermeidungs-kosten	€/ha Cultanfläche	10	-30	0	59	-47	-28	53	-13
	€/ha AF	8	-6	0	51	-47	-28	35	-13
	€/t $CO_{2\text{-Äq.}}$	16	-61	0	101	-173	-54	75	-22

Quelle: Eigene Berechnung.

Düngung nach der Nmin-Methode

Im Gegensatz zu den bisher beschriebenen Verfahren handelt es sich bei der Düngung nach der N_{min}-Methode nicht um ein technikbasiertes Verfahren, sondern um eine Managementmaßnahme. Mithilfe der N_{min}-Methode wird der Düngebedarf anhand von kulturspezifischen Sollwerten abzüglich des N_{min}-Gehaltes im Boden ermittelt. Eine Überdüngung der Flächen kann dadurch vermieden und die Düngerkosten gesenkt werden. Sofern keine eigenen N_{min}-Werte vorliegen, kann ein Landwirt mithilfe aktueller N_{min}-Richtwerte, die alljährlich von der Landwirtschaftskammer (LWK) veröffentlicht werden, die notwendigen Düngermengen bestimmen. Am besten wäre es jedoch, wenn in regelmäßigen Abständen im Frühjahr schlagspezifische N_{min}-Analysen vorgenommen würden.

Für die Modellanalyse wurden aufgrund fehlender einzelbetrieblicher N_{min}-Werte die regionalen N_{min}-Richtwerte des Jahres 2010 der Landwirtschaftskammer Niedersachsen herangezogen. Es wurden bei den Berechnungen keine Sollwertkorrekturen vorgenommen, da die dafür notwendigen standortspezifischen Informationen nicht verfügbar waren. Es wurde weiterhin angenommen, dass sowohl der Ertrag als auch die Qualität der Früchte sich durch die Anwendung der N_{min}-Methode nicht ändern.

Durch die Anwendung der N_{min}-Methode auf den Betrieben ergeben sich in der Modellanalyse Einsparungen von bis zu 674 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha LF. Die einzelbetrieblichen Einsparungen sind bei den Betrieben mit organischer Düngung höher als bei den reinen Ackerbaubetrieben, da erstere bei ihrer Düngeplanung häufig den Nährstoffwert der Gülle bzw. des Gärrestes unterschätzen. Einsparungen werden zum einen durch eine verringerte mineralische N-Düngung und zum anderen, in geringem Umfang, in Betrieben mit hohem Gülleanfall durch Gülleexport realisiert. Der Gülleexport ist nicht per se als Klimaschutzbeitrag zu werten. Eine Emissionsminderung setzt voraus, dass der exportierte Wirtschaftsdünger nachweisbar einer klimaschutzwirksamen alternativen Verwertung (Ersatz von Mineraldünger, Biogasproduktion) zugeführt wurde.

Je nach eingesparter Düngermenge gehen die Düngerkosten bei acht der neun untersuchten Betriebe um bis zu 7.110 € zurück. Wie der Tabelle 15.2-4 zu entnehmen ist, ergeben sich dadurch negative THG-Vermeidungskosten. Die Anwendung der N_{min}-Methode hat demnach eine positive Wirkung auf die finanzielle Situation der Betriebe. Im Saldo höhere Kosten entstehen hingegen dem Betrieb 11, in welchem neben nur vergleichsweise niedrigen Einsparungen in der mineralischen N-Düngung zusätzliche „Entsorgungskosten“ (Kosten für den Export über die Güllebörse) in Höhe von ca. 6 €/m^3 für betrieblich nicht anderweitig nutzbare Gärreste entstehen. Die THG-Vermeidungskosten betragen für diesen Betrieb 73 €/t $CO_{2\text{-Äq}}$.

Tabelle 15.2-4: THG-Minderung und Vermeidungskosten pro Jahr durch Anwendung der N_{min}-Methode

Betriebs-Nr.		**1**	**3**	**4**	**5**	**7**	**8**	**10**	**11**	**12**
Einsparung mineral. N-Dünger	kg/ha optim. Fläche	23	26	22	19	39	10	10	6	44
	kg/ha LF	17	25	20	19	39	10	10	6	43
Einsparung $CO_{2\text{-Äq.}}$	kg/ha optim. Fläche	397	449	381	333	674	183	182	105	764
	kg/ha LF	294	439	357	332	674	183	169	105	749
THG-Vermeidungskosten	€/ha optim. Fläche	-16	-25	-17	-11	-3	-7	-9	8	-35
	€/ha LF	-12	-24	-16	-11	-3	-7	-8	8	-34
	€/t $CO_{2\text{-Äq.}}$	-40	-55	-45	-34	-4	-39	-50	73	-46

Quelle: Eigene Berechnung.

15.2.2 Wirtschaftsdünger- und Gärrestemanagement

Während die im Abschnitt 15.2.1 beschriebenen Maßnahmen auf eine Reduktion der N-Düngermengen abzielen, steht bei einem verbesserten Wirtschaftsdünger- und Gärrestemanagement in erster Linie eine Verringerung der umweltbelastenden N-Verluste während der Lagerung und Ausbringung im Vordergrund. Durch ein optimiertes Wirtschaftsdünger- und Gärrestmanagement können in der Regel sowohl umweltbelastende Emissionen verringert als auch die Aufwendungen für Mineraldünger reduziert werden.

Einschätzungen der Betriebsleiter

Von den 12 erhobenen Betrieben verfügen acht über Gülle und/oder Gärreste. Die Lagerung erfolgt unter Flur in den Ställen und in separaten Behältern, die nur teilweise mit fester Abdeckung versehen sind. Die Lagerkapazitäten betragen im Schnitt der Betriebe sechs Monate. Die Betriebe mit besonders hohen Viehbesätzen geben einen Teil ihrer Gülle anderen Betrieben ab oder exportieren Gülle über die Güllebörse. Die Ausbringung erfolgt zu 85 % innerbetrieblich mit eigener oder geliehener Technik und nur zu 15 % überbetrieblich im Lohn. Die überwiegend eingesetzte Ausbringungstechnik ist mit 93 % weiterhin die Breitverteilung mittels Prallteller bzw. Pendeldüse. Der Einsatz von Schleppschläuchen ist auf die Ausbringung in stehende Bestände begrenzt und betrifft mit sieben Prozent nur einen kleinen Teil der insgesamt ausgebrachten Menge. Von der auf Ackerflächen ausgebrachten Gesamtmenge werden 87 % vor der Saat ausgebracht und anschließend eingearbeitet. Die Einarbeitungszeiten schwanken zwischen den Betrieben erheblich. Im Rahmen der Befragung wurden Zeiten von 2 bis 24 Stunden genannt. Dies ist einerseits in der Arbeitsorganisation sowie der verfügbaren Technik und andererseits in der Bodenart (Befahrbarkeit) begründet. Während auf leichten Standorten die zeitnahe Einarbeitung auch im absetzigen Verfahren möglich ist, scheidet dies bei bindigen Böden aus. Auf solchen Böden ist eine zeitnahe Einarbeitung nur unmittelbar in Verbindung mit der Ausbringung möglich. Die hierfür benötigte Technik muss überbetrieblich eingesetzt werden und ist derzeit nicht überall vorhanden.

Wäre eine Einarbeitung binnen einer Stunde Pflicht, so würde einer der befragten Betriebsleiter die Gülle nur in den stehenden Bestand ausbringen. Wenn die Ausbringkosten übernommen würden, wäre er bereit, einen Lohnunternehmer zu beauftragen, obwohl er an deren Arbeitsqualität zweifelt. Die anderen Betriebe würden bei einer Pflicht, binnen einer Stunde die Gülle einzuarbeiten, mit einem zusätzlichen Fass arbeiten oder einen Lohnunternehmer beauftragen und die Einarbeitung selbst durchführen. Hinsichtlich der Arbeitsorganisation sind die Kapazitäten der Ausbringung auf die der Einarbeitung abzustimmen. Dieses ist bei einem Zeitfenster von nur einer Stunde schwieriger als bei vier Stunden. In Anhängigkeit von einer ausreichenden Förderung würden die Betriebe auch sofort zur Direkteinarbeitung (Güllegrubber o. Ä.) übergehen. Als „ausreichend“ sehen – wie zu erwarten – die Betriebsleiter eine Förderung an, die die zum bisherigen Verfahren entstehenden Mehrkosten ausgleicht.

Nach Einschätzung mehrerer Betriebsleiter sind die Mehrkosten einer verbesserten Ausbringungstechnik und einer schnelleren Einarbeitung höher als der zusätzliche Nutzen. Je geringer diese Mehrkosten ausfallen, umso eher sind sie bereit, entsprechende Techniken einzusetzen. Allerdings nimmt nur einer der erhobenen Betriebe die NAU-Förderung zur

umweltfreundlichen Ausbringtechnik[4] von Gülle in Anspruch. Die Verpflichtung, die Gülle überbetrieblich ausbringen zu lassen, ebenso wie die fünfjährige Laufzeit stellte für die Betriebe ein Hemmnis dar.

Treibhausgasminderungskosten

Für die Berechnung des THG-Vermeidungspotenzials ist von Bedeutung, ob valide Information über den N-Gehalt der Gülle bzw. der Gärreste vorliegen. Bei den Betrieben 2, 3, 6 und 7 lagen entsprechende Informationen vor, da die Betriebe den Nährstoffgehalt der Gülle jährlich untersuchen lassen. Die Betriebe 1 und 8 verwenden die in der Düngeverordnung (DüV) aufgeführten Daten für die Ermittlung des Nährstoffgehalts der Gülle und der Lagerungsverluste. Hierbei handelt es sich jedoch um maximal anrechenbare Verlustwerte, die für viele Betriebe in der Praxis nicht zutreffen. Gleiches gilt für die Ausbringungsverluste, die von allen Betrieben anhand der Werte der DüV angesetzt werden. Die Verwendung dieser Werte führt in der Regel zu einer Unterschätzung der mit der Gülle ausgebrachten N-Menge und folglich zu einer Überschussdüngung.

Aus diesem Grund wurden für die Anpassungsmaßnahmen nicht die pauschalen Zahlen der DüV sondern differenzierte Werte nach DÖHLER et al. (2002) und DÄMMGEN et al. (2010b) verwendet. Bei den Lagerungsverlusten wurde zwischen den unterschiedlichen Lagerstätten (Lagerung innerhalb des Stallgebäudes, Lagerung in separaten Behältern mit und ohne Abdeckung) unterschieden. Die Notwendigkeit zur Verwendung differenzierter Werte besteht auch bei der Betrachtung der Ausbringung. Je nach Ausbringungstechnik ergeben sich unterschiedliche NH_3-Verluste und THG-Emissionen. Die Emissionswerte bei der Ausbringung mithilfe eines Pralltellers sind beispielsweise deutlich höher als bei der Verwendung von Schleppschläuchen. Auch die bei der Einarbeitung entstehenden NH_3- und THG-Emissionen weisen verfahrensabhängige Unterschiede auf. Die Emissionen bei einer unmittelbaren Einarbeitung sind deutlich niedriger, als wenn die Einarbeitung zu einem späteren Zeitpunkt erfolgt.

Die Berechnung der THG-Einsparung basiert auf den Daten der nationalen Emissionsberichterstattung (RÖSEMANN et al., 2011). Betrachtet wurden die Einsparung von NH_3-Emissionen und die damit verbundenen indirekten N_2O-Emissionen. Des Weiteren wurde berücksichtigt, dass in Folge eines verbesserten Wirtschaftsdünger- und Gärrestemanagement weniger chemisch-synthetische N-Düngemittel eingesetzt werden müssen.

[4] NAU A3: Die Förderhöhe beträgt 15 € je nachweislich umweltfreundlich ausgebrachter Wirtschaftsdüngermenge, die dem Standard-Wirtschaftsdüngeranfall einer Großvieheinheit entspricht, jedoch nicht mehr als 30 €/ha LF. Die Ausbringung muss überbetrieblich erfolgen. Diese Maßnahme wird derzeit nur noch begrenzt für Betriebe mit bestehenden Bewilligungen angeboten.

Optimierung der Ausbringungstechnik und direkte Einarbeitung

Eine wichtige Maßnahme zur Reduktion der Ammoniak-Emissionen ist die Optimierung der Ausbringungstechnik und die direkte Einarbeitung des Wirtschaftsdüngers. Bei den Berechnungen wurde unterstellt, dass mit Ausnahme der Betriebe 8 und 9 die gesamte Güllemenge bedingt durch fehlende Arbeitskapazitäten durch ein Lohnunternehmen ausgebracht und dafür ein Schleppschlauch (Ackerland) bzw. ein Schleppschuhverteiler (Grünland) verwendet wird. Die in der Ist-Situation teilweise praktizierte eigene Ausbringung mit einem Güllefass und einem Prallteller wird nicht mehr durchgeführt. Den Betrieben entstehen dadurch höhere Kosten für die zusätzliche Lohnarbeit, die betriebsindividuell mit 1,78 bis 3,20 €/m^3 bzw. 70 bis 97 €/ha begüllter Fläche angesetzt wurden. Auf der anderen Seite sinken die variablen Maschinenkosten und durch die effizientere Ausbringung die Aufwendungen für Düngemittel. Da in den Betrieben das eigene Güllefass nicht mehr benötigt wird, gehen die entsprechenden Abschreibungen auf null zurück. Für Betrieb 8 basieren die Berechnungen auf der Annahme, dass die Ausbringung der Gülle weiterhin mit einem Miet-Güllefass durchgeführt wird. Anstelle eines Pralltellers wird nun allerdings ein Miet-Güllefass mit Schleppschlauch zu etwas höheren Kosten (+3,50 €/h) verwendet. Betrieb 11 führt in der Modelanalyse die Gülleausbringung ebenfalls weiterhin selber durch. Der Betrieb kauft einen Schleppschuhverteiler für das eigene Güllefass (20.000 € Investitionskosten, zehn Jahre Abschreibungsdauer) als Ersatz für den bisher verwendeten Prallteller.

Gegenüber der Ist-Situation wurde bei den Berechnungen ferner unterstellt, dass die Betriebe die Gülle auf unbewachsenen Flächen innerhalb einer Stunde nach der Ausbringung einarbeiten. Sofern die Gülle nicht in einem gesonderten Arbeitsgang mit eigener Technik eingearbeitet werden kann, erfolgt die Ausbringung und unmittelbare Einarbeitung durch einen Lohnunternehmer (Betrieb 1 und 6). Dadurch entstehen für die beiden Betriebe einerseits höhere Lohnarbeitskosten. Auf der anderen Seite verringern sich die variablen Maschinenkosten. Bei allen anderen Betrieben ergeben sich durch die direkte Einarbeitung nur organisatorische, aber keine ökonomischen Veränderungen.

Durch die Optimierung der Ausbringungstechnik und die direkte Einarbeitung ergeben sich für die Betriebe in der Simulationsrechnung THG-Einsparungen von 18 bis 231 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha LF. Die Höhe der Einsparungen wird in erster Linie vom Anteil der Gülle bestimmt, der in der Ist-Situation mit einem Prallteller ausgebracht wird, und dem Zeitpunkt der Einarbeitung, der in der Ausgangssituation zwischen 2 und 24 Stunden nach der Ausbringung liegt. Die THG-Vermeidungskosten hängen primär von den zusätzlichen Kosten für die Lohnarbeit, den eingesparten Maschinen- und Düngerkosten sowie den eingesparten Abschreibungskosten für das nicht mehr benötigte Güllefass und variieren je nach Betriebe zwischen 38 €/t $CO_{2\text{-Äq.}}$ und 747 €/t $CO_{2\text{-Äq.}}$. Die relativ hohen THG-Vermeidungskosten für Betrieb 7 ergeben sich in erster Linie durch die relativ geringen THG-Einsparungen. Diese sind wiederum bedingt durch den Umstand, dass der Betrieb bereits in der Ist-Situation die Gülle im Frühjahr durch einen Lohnunternehmer bzw. mithilfe von Schleppschläuchen ausbringen lässt und sich die Optimierung somit nur auf die Herbstga-

be bezieht. Des Weiteren ergeben sich die relativ hohen THG-Vermeidungskosten durch die gestiegenen Lohnunternehmerkosten. Bei den in Tabelle 15.2-5 ausgewiesenen Betriebsergebnissen ist zu berücksichtigen, dass in der einzelbetrieblichen Modellanalyse die THG-Vermeidungskosten einer Optimierung der Ausbringungstechnik **zusammen** mit einer direkten Einarbeitung untersucht wurden, während in Kapitel 7 (Tab. 7.1) nur Werte für die direkte Einarbeitung ausgewiesen sind.

Tabelle 15.2-5 THG-Minderung und Vermeidungskosten pro Jahr durch direkte Einarbeitung und Optimierung der Ausbringungstechnik

Betriebs-Nr.		**1**	**2**	**6**	**7**	**8**	**9**	**11**
Einsparung mineral. N-Dünger	kg/m³ Gülle	0,3	0,2	0,1	0,2	0,2	0,1	0,1
	kg/ha LF	3,7	7,7	5,7	1,3	12,9	1,4	4,0
Einsparung $CO_{2\text{-Äq.}}$	kg/m³ Gülle	6,4	3,5	2,9	2,2	4,3	1,2	1,4
	kg/ha LF	68	134	120	18	231	30	78
THG-Vermeidungskosten	€/m³ Gülle	0,2	1,0	0,8	1,7	0,4	0,1	0,4
	€/ha LF	2,6	38	32	13	21	3,3	21
	€/t $CO_{2\text{-Äq.}}$	38	281	268	747	92	110	275

Quelle: Eigene Berechnung.

Ausbringung im Frühjahr und Aufstockung der Lagerkapazität

Da mit Ausnahme von Winterraps und Zwischenfrüchte die Winterungen in der Regel keine Herbst N-Gabe benötigen, besteht eine weitere Maßnahme in der Verlagerung von Herbstgaben in das Frühjahr. Drei der vier analysierten Betriebe müssen bei einem Verzicht der Herbstgabe ihre Lagerkapazitäten erweitern. Auf der Grundlage der durchschnittlichen Baukosten im Jahr 2011 der Landwirtschaftskammer Niedersachsen wurde unterstellt, dass sich dadurch je nach Erweiterungsbedarf Investitionskosten für den Bau eines zusätzlichen Betonsilo inklusive Zeltdach von bis zu 40.700 € für die Betriebe 1 und 7 sowie 129.000 € für den Betrieb 9 ergeben und die Kosten über einen Zeitraum von 15 Jahren (Abdeckung) bzw. 20 Jahren (Betonsilo) abgeschrieben werden.

Eine Verschiebung der Düngerausbringung vom Herbst ins Frühjahr hat zur Folge, dass einerseits die Gülle wesentlich effizienter von den Pflanzen genutzt wird und deshalb im Jahresverlauf erhebliche Mengen chemisch-synthetischer N-Dünger eingespart können. Andererseits kann bei einer Frühjahrsausbringung die Gülle je nach Bestandsentwicklung nicht mehr eingearbeitet werden, wodurch die Ammoniak-Emissionen bei der Ausbringung zunehmen (keine Änderung der Ausbringungstechnik im Frühjahr). Im Saldo ergeben sich bei den untersuchten Betrieben THG-Einsparungen von 319 bis 801 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha LF.

Tabelle 15.2-6: THG-Minderung und Vermeidungskosten pro Jahr durch Verzicht auf Herbstausbringung der Gülle und Aufstockung der Lagerkapazität

Betriebs-Nr.		**1**	**7**	**9**
Einsparung mineral. N-Dünger	kg/m³ Gülle	4,3	4,2	6,6
	kg/ha LF	18	34	47
Einsparung $CO_{2\text{-Äq.}}$	kg/m³ Gülle	74	71	114
	kg/ha LF	319	565	801
THG-Vermeidungs-kosten	€/m³ Gülle	-2,0	-4,1	7,2
	€/ha LF	-8	-33	51
	€/t $CO_{2\text{-Äq.}}$	-27	-58	63

Quelle: Eigene Berechnung.

Die Unterschiede bei den Emissionseinsparungen resultieren in erster Linie aus den unterschiedlichen Güllemengen, die in der Ist-Situation im Herbst ausgebracht werden, und der Möglichkeit einer direkten Einarbeitung der Gülle im Frühjahr. Für die THG-Vermeidungskosten ist zudem relevant, zu welchen Kosten die Betriebe ihre Lagerkapazitäten erweitern und die variablen Maschinenkosten sinken. In den Betrieben 1 und 7 liegen die Kosteneinsparungen höher als die notwendigen Investitionskosten. Dies führt zu negativen Vermeidungskosten. Für den Betrieb 9 hingegen betragen die THG-Vermeidungskosten in Folge relativ hoher Investitionskosten 63 €/t $CO_{2\text{-Äq}}$.

15.2.3 Moorflächen – Bewirtschaftungsaufgabe

Einschätzungen der Betriebsleiter

Die Niedermoorstandorte der Betriebe werden häufig als Intensivgrünland genutzt und stellen die Futtergrundlage der betrieblichen Milchproduktion dar. Eine extensive Nutzung ist für die befragten Betriebsleiter nicht akzeptabel, da die Extensivierung nicht nur Ertragseinbußen mit sich bringen, sondern aufgrund einer veränderten Vegetation in starkem Maße zu einer Verschlechterung der Futterqualität führen würde.

Eine Nutzungsänderung oder sogar Nutzungseinstellung hätte für die Betriebe weitreichende Folgen und ist für die befragten Betriebsleiter völlig indiskutabel. Die Betriebe müssten entweder ihre Viehbestände reduzieren, Teile ihrer Ackerflächen für die Grundfutterproduktion nutzen oder Ausgleichsflächen zupachten. Eine Flächenzupacht wird als sehr schwierig eingestuft, da Flächen in allen Gebieten knapp und die Pachtpreise bei Neupachtungen sehr hoch sind. Bei viehintensiven Betrieben hat ein Flächenverlust oft zur Folge, dass die Tierproduktion zum Teil gewerblich wird und dass Gülle über die Güllebörse abgegeben werden muss. Dies alles führt dazu, dass für die Betriebsleiter eine Aufgabe der Moorflächen bislang indiskutabel ist.

Treibhausgasminderungskosten

Die Bewirtschaftung von Niedermoorflächen führt zu erheblichen THG-Emissionen. Aus diesem Grund wird als eine mögliche Anpassungsmaßnahme die Bewirtschaftungsaufgabe von intensiv genutzten Niedermoorflächen bei zwei Betrieben betrachtet, die in der Ist-Situation entsprechende Flächen nutzen.

Eine Bewirtschaftungsaufgabe hätte für die Betriebe sehr unterschiedliche Folgen. In der Modellanalyse wurde für Betrieb 3 unterstellt, dass 2 ha Ackerfläche aus der Produktion genommen werden. Da die Fläche in der Ist-Situation im Wesentlichen für die „Gülleseitigung“ benötigt wird, entstehen dem Betrieb zusätzliche Kosten für den Gülleexport. Der Mastschweinebestand bleibt konstant. Allerdings muss aufgrund der verringerten Betriebsfläche ein Teil der Produktion als Gewerbe geführt werden, wodurch sich zusätzliche Kosten von 6 € je verkauftes Mastschwein ergeben (vgl. BEVERBORG, 2012). Bei Betrieb 6 wird die Stilllegung von 4 ha Grünland angenommen. Dies führt dazu, dass sich der Rindviehbestand um 7,8 GV verringert.

Die Berechnung der THG-Einsparung durch eine Wiedervernässung der in der Ist-Situation landwirtschaftlich genutzten Flächen basiert auf den aktuellen Richtwerte für Treibhausgasbilanzen deutscher Moorstandorte (DRÖSLER et al., 2011). Je nach Umfang der Flächenaufgabe und der betrieblichen Anpassung ergeben sich THG-Einsparungen von 1.547 bis 3.842 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha LF (ca. 28 bis 32 t $CO_{2\text{-Äq.}}$/ha stillgelegter Moorfläche). Die betrieblichen THG-Vermeidungskosten betragen zwischen 20 und 72 €/t $CO_{2\text{-Äq.}}$ und können auf die Einschränkung der Acker- oder Tierproduktion sowie höhere Kosten (Gülleseitigungskosten, Steuern) zurückgeführt werden. Die Kosten für die Wiedervernässung sind in den genannten Vermeidungskosten noch nicht enthalten.

Bei den im Vergleich zu den anderen Minderungsmaßnahmen relativ geringen THG-Vermeidungskosten je Tonne $CO_{2\text{-Äq.}}$ ist zu berücksichtigen, dass je nach Umfang der stillzulegenden Moorfläche möglicherweise erhebliche Kosten entstehen können, die u. U. die Wirtschaftlichkeit eines Betriebes gefährden.

Tabelle 15.2-7: THG-Minderung pro Jahr und Vermeidungskosten durch Stilllegung von Moorflächen

Betriebs-Nr.		**3**	**6**
Einsparung $CO_{2\text{-Äq.}}$	kg/ha stillgelegte Moorfläche	31.560	27.762
	kg/ha LF	1.547	3.842
THG-Vermeidungs-kosten	€/ha stillgelegte Moorfläche	638	2.001
	€/ha LF	31	277
	€/t $CO_{2\text{-Äq.}}$	20	72

Quelle: Eigene Berechnung.

15.2.4 Sonstige Maßnahmen

Einschätzungen der Betriebsleiter

Zwischenfruchtanbau, Untersaaten und Leguminosen

Der Anbau von **Zwischenfrüchten** erfolgt bei den erhobenen Betrieben auf etwas mehr als einem Drittel der gesamten Ackerfläche. Insgesamt sind mehr als 80 % der Ackerfläche zum Winter begrünt. Bei knapp der Hälfte der Zwischenfruchtflächen handelt es sich um winterharte Formen, insbesondere Winterroggen. Die andere Hälfte wird mit Zwischenfruchtsenf und Ölrettich bestellt. Ein wesentlicher Teil der Zwischenfrüchte wird vor Mais angebaut.

Einer der befragten Betriebsleiter sieht winterharte Zwischenfrüchte kritisch. Er befürchtet, dass der Stickstoff aus den Zwischenfrüchten zu spät verfügbar ist und er zu viel Bodenbearbeitung im Frühjahr durchführen muss - mit der Gefahr, bei feuchten Verhältnissen die Bodenstruktur zu beschädigen. Bei einer Förderung von 200 €/ha (zur Abdeckung der zusätzlichen Kosten und Risiken) könnte er sich vorstellen, winterharte Zwischenfrüchte anzubauen. Andere Betriebsleiter können sich dagegen gut vorstellen, winterharte Zwischenfrüchte anzubauen: Sie haben sich jedoch entweder bislang noch nicht damit beschäftigt oder schrecken vor den Saatgut-Mehrkosten gegenüber anderen Zwischenfrüchten zurück.

Einige Betriebe bauen keine Zwischenfrüchte an, da sie in deren Anbau keinerlei Nutzen sondern nur Kosten sehen. Außerdem müssten Zwischenfrüchte vor allem bei Ackerbaubetrieben ohne Wirtschaftsdüngerausbringung angedüngt werden und verschlechtern so aus Sicht der Betriebsleiter die N-Bilanz.

Der Zwischenfruchtanbau ist nach Einschätzung der Betriebsleiter eng mit der verfügbaren Bestelltechnik verbunden. Dies gilt sowohl für die Aussaat der Zwischenfrucht als auch für die der Folgekultur. Je geringer die durch den Zwischenfruchtanbau zusätzlich anfallenden Kosten für Arbeitserledigung und Saatgut sind, desto einfacher ist der Anbau auszuweiten. Zwei Betriebe machen eine Ausdehnung des Anbaus beispielsweise von der Anschaffung neuer Mulchsaat-Technik abhängig.

Untersaaten werden nur auf 5 % der Gesamtfläche angebaut – es handelt sich ausschließlich um Maisflächen. Als Gründe gegen den Untersaatenanbau führen die Betriebe mögliche Probleme bei der Bestandsführung sowie bei der Wasserversorgung an. Einer der Betriebsleiter ist einer Weißkleeuntersaat im Mais nicht abgeneigt, die zunehmende Vorsommertrockenheit der letzten Jahre hat ihn jedoch davon abgehalten.

Die bereits bestehenden NAU-Fördermaßnahmen[5] zum Zwischenfruchtanbau werden nur zum Teil in Anspruch genommen, da vielen Betriebsleitern insbesondere der Verpflichtungszeitraum zu lang ist. Zudem nehmen einige Betriebe lieber an ähnlichen Programmen der Wasserwirtschaft für Wasserschutzgebiete teil, da diese Programme nach Aussage der Betriebsleiter weniger restriktiv sind.

Der Anbau von **Leguminosen** als Zwischenfrucht, Untersaat oder in Reinkultur findet derzeit in keinem der Betriebe statt. Hierfür wurden mehrere Gründe genannt. Viele Betriebsleiter führten die derzeit fehlende Wettbewerbsfähigkeit gegenüber Getreide und anderen Kulturen an. Bei einer Förderhöhe, die die Differenz zwischen den Deckungsbeiträgen von Leguminosen und den Konkurrenzfrüchten wie Raps, Zuckerrüben, Weizen oder Kartoffeln ausgleicht, könnten sich 60 % der befragten Betriebsleiter vorstellen, diese als Hauptfrucht anzubauen. Als ein weiteres Hemmnis wird die schwierige Vermarktung bzw. Verwertung von Körnerleguminosen genannt. In vielen Betrieben ist eine innerbetriebliche Verwendung nicht möglich, da sie kein Vieh halten oder keine Eigenmischungen verfüttern. Auch in der Biogaserzeugung sind Eiweißfrüchte bislang aufgrund der Schwefelproblematik (Anstieg von H_2S bei proteinreichem Substrat) nur bedingt einsetzbar.

Bei anderen Betrieben ist die schlechte Kalkulierbarkeit des N-Gehaltes im Boden und die sich daraus möglicherweise ergebenden Probleme bei der N-Bilanzierung der Grund. Hinsichtlich des Anbaus als Untersaat werden neben der vorgenannten Problematik beim N-Gehalt auch Probleme bei der Unkrautbekämpfung der Deckfrucht als Hindernis genannt. Zudem ist der Anbau auf Flächen in Wasserschutzgebieten seitens der Wasserwirtschaft unerwünscht.

Ein Betrieb will demnächst eventuell zum Teil Luzerne statt Silomais anbauen; dies aber vor allem wegen der anstehenden Agrarreform 2014 und der damit geforderten Fruchtfolge.[6]

Die Frage der Förderung ist nach Ansicht der Betriebsleiter bei der Anbauentscheidung eher von untergeordneter Bedeutung.

---

[5] Im Niedersächsischen Agrarumweltprogramm NAU beträgt die Förderung von Zwischenfrüchten derzeit 70 €/ha, der Verpflichtungszeitraum fünf Jahre.

[6] Gemäß dem Vorschlag der EU-Kommission zur GAP nach 2013 wird ein Teil der Direktzahlungen nur dann an Betriebe ausbezahlt, wenn diese u.a. folgende Fruchtfolgerestriktionen einhalten: Anbau von mindestens drei landwirtschaftlichen Kulturen (bei mehr als 3 ha Ackerland.), wobei keine weniger als 5 % des Ackerlandes einnehmen und die Hauptkultur 70 % des Ackerlandes nicht übersteigen darf.

Grünlandbewirtschaftung

Die **Grünlanderneuerung** erfolgt in den erhobenen Betrieben in der Regel auf 20 bis 25 % des Dauergrünlands durch Neuansaat nach Abtötung und Umbruch der alten Grasnarbe. Ein Betriebsleiter mit Grünland auf einem reinen Niedermoorstandort begründet dieses Vorgehen mit im Zeitablauf auftretenden Unebenheiten, die zu Problemen bei der Bewirtschaftung führen. Diese können aus seiner Sicht nur durch einen Umbruch beseitigt werden. Andere Betriebsleiter wählen dieses Verfahren, da nur dieses zu einem leistungsfähigen Grünlandbestand führen würde, den sie zur Sicherstellung der Futtergrundlage benötigen. Zudem wird eine Lockerung des Bodens als Vorteil genannt.

Ein weiterer Betriebsleiter hat bisher keine Erfahrungen mit umbruchloser Grünlanderneuerung und betrachtet diese als Saatgutverschwendung. Dennoch ist er Neuem gegenüber aufgeschlossen und kann sich vorstellen Über- oder Nachsaaten auszuprobieren. Einer der befragten Betriebsleiter führt jedes Jahr auf dem gesamten Grünland eine Übersaat mit einem Grünlandstriegel durch. Dennoch wird fast jedes Jahr ein Teil des Grünlands umgebrochen und neu angesät, um Unkräuter und -gräser zu beseitigen und um den Boden aufzulockern.

Drei der untersuchten Betriebe mit Grünland haben in den letzten fünf Jahren einige Hektar **Dauergrünland zu Ackerland umgewandelt** (umgebrochen). Ein Betriebsleiter erwägt, im nächsten Jahr 3,5 ha Dauergrünland mit Ackerland tauschen. Das Dauergrünland soll von einem sandigen Standort auf Lehm „wandern“, um höhere Erträge zu erzielen, und der Ackerbau vom lehmigen Standort auf den sandigen, um eine bessere Befahrbarkeit zu gewährleisten. Die anderen Betriebsleiter erwägen keine weitere Umwandlung von Dauergrünland in Ackerland.

Die **Umwandlung von Ackerland zu Grünland** ist derzeit für keinen der Betriebsleiter von Relevanz. Gegen eine Umwandlung sprechen aus ihrer Sicht insbesondere die folgenden Punkte: fehlende Nutzungsmöglichkeiten, geringere Erträge im Vergleich zu Ackerland, Wertverlust bei Wegfall des Ackerstatus, Gefahr der politischen Unumkehrbarkeit.

Biogaserzeugung

Die Investition in eine kleine, güllebasierte, 75 kW_{el} Biogasanlage ist für die Viehhaltenden Betriebsleiter durchaus vorstellbar.[7] Einer dieser Betriebsleiter äußerte allerdings hinsichtlich der Realisierung Bedenken, da aus seiner Sicht der Aufwand für das Genehmigungsverfahren unverhältnismäßig hoch ist und er zudem die Planungssicherheit anzweifelt. Nach seiner Einschätzung sind die derzeitigen Regelungen hinsichtlich Betrieb

[7] Im Rahmen der Befragung wurde nach einer Biogasanlage mit einem Leistungsvermögen von 75 kW_{el} gefragt, da die Stromerzeugung mit einer solchen Anlage nach dem EEG 2012 bei einem durchschnittlichen Einsatz von mindestens 80 Masseprozent Gülle die höchsten Vergütungssätze erhält.

und Vergütung entgegen offizieller Verlautbarungen nicht vor kurzfristigen Änderungen geschützt.

Die beiden vorhandenen Biogasanlagen verfügen jeweils über ein Abwärmekonzept. Allerdings werden derzeit erst 5 bzw. 20 % der Abwärme genutzt. Beide Betriebsleiter beabsichtigen aber die kurzfristige Ausdehnung dieser Nutzung. Geplant ist die Abwärmenutzung für eine Gärresttrocknung[8] bzw. für eine Fernwärmeleitung. Nach Aussage eines Betriebsleiters ist der KWK-Bonus für die Erschließung weiterer Abwärmenutzungspfade ein guter Anreiz. Nach seiner Ansicht sind jedoch andere Maßnahmen wie der Abbau bürokratischer Hemmnisse sowie fachliche und ideelle Unterstützung mindestens genauso wichtig.

In beiden Anlagen der Erhebungsbetriebe werden keine Leguminosen und andere „nachhaltige“ Substrate wie Landschaftspflegematerial eingesetzt, da der Einsatz dieser Stoffe ihrer Ansicht nach vergleichsweise problematisch ist. Der Einsatz von Landschaftspflegematerial ist für einen Betriebsleiter bislang kein Thema, da es anlagennah nicht verfügbar ist. Der zweite Betriebsleiter sieht hierfür keine Einsatzmöglichkeit, da er nicht über die benötigte Technik verfügt. Bei Eiweißpflanzen sind nach Ansicht der Betriebsleiter die Ertragsschwankungen zu groß. Zudem könne es zu Problemen bei der Steuerung des Schwefelgehaltes kommen. Aus den vorgenannten Gründen ist ein verstärkter Einsatz dieser Substrate bei beiden Anlagen auch zukünftig nicht vorgesehen.

Kurzumtriebsplantagen, Hecken und Feldgehölze

Hinsichtlich der Anlage von Kurzumtriebsplantagen (KUP), Hecken und Feldgehölze sind die Betriebsleiter sehr zurückhaltend. Keiner hat sich bislang weitergehend mit dieser Thematik beschäftigt. Nachfolgend werden die wichtigsten Punkte gegen die Anlage von KUP und anderen Gehölzen aufgelistet:

- Im Vergleich zu Ackerkulturen wirtschaftlich nicht interessant;
- Passt nicht in derzeitige Betriebsorganisation, da vollständig andere Produktionsstruktur und Mechanisierung erforderlich;
- Fehlende Infrastruktur hinsichtlich Verwertung und überbetrieblicher Arbeitserledigung;
- Bei Hecken und Feldgehölzen besteht Gefahr der „Unumkehrbarkeit“, zudem sind die Flächenkosten zu hoch, um Flächen „unproduktiv“ zu nutzen;
- Pflegeaufwand und Bewirtschaftungsbeeinträchtigungen angrenzender Ackerflächen zu hoch.

[8] Inwiefern aus klimaschutzpolitischer Sicht die Gärrestetrocknung als eine sinnvolle Maßnahme anzusehen ist, wurden im Rahmen der Betriebsbefragung nicht thematisiert.

Würde es für die Anlage von KUP und anderen Gehölzen einen finanziellen Ausgleich geben, wäre die Anlage für einige Betriebsleiter zumindest überlegenswert.

Reduzierung des Energieverbrauchs

Informationen zur Höhe des Energieverbrauchs (Strom, Diesel, Gas) liegen überwiegend nur für den Gesamtbetrieb vor. Eine verursacherbezogene Erfassung findet bislang nur dort statt, wo dies ohne zusätzlichen Erfassungsaufwand möglich ist. Beispiele hierfür sind u. a. Kraftstoffverbrauch bei überbetrieblichem Maschineneinsatz, Stromverbrauch bei Beregnung, Gasverbrauch bei Stallheizung. Eine auf einzelne Verbrauchsstellen bezogene Erfassung des Stromverbrauchs (Melktechnik, Reinigung, Kühlung, Stalllüftung) findet nicht statt.

An einer **Energieeffizienzberatung** haben fünf Betriebsleiter bereits teilgenommen. Die dort festgestellten Einsparpotenziale im Bereich der Elektroenergie sollen im Rahmen der Ersatzinvestition der entsprechenden Technik berücksichtigt werden. Die Nichtinanspruchnahme der Beratung wird von den Betrieben mit dem aus ihrer Sicht nur sehr geringen Einsparpotenzial begründet.

Beim Kauf von Neutechnik sowie Neu- und Umbauten ist die Reduzierung des Energieverbrauchs für die Betriebsleiter zunehmend von Bedeutung. Als Beispiele werden die Frequenzsteuerung bei Vakuumpumpen und Lüftungsanlagen sowie die Wärmedämmung bei Ställen und Lagerhallen genannt.

Klimacheck

Im Rahmen einer Klimacheckberatung sollen betriebsbezogene Möglichkeiten zur Reduzierung von THG-Emissionen erörtert werden. Themenbereiche können beispielsweise die Steigerung der N-Effizienz, die Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern sowie Gärresten und die Grünlandnutzung sein.

Die Teilnahme an einer solchen Beratung wird von den Betriebsleitern von den damit verbundenen Kosten abhängig gemacht. Je geringer der von den Betriebsleitern erwartete Nutzen ist, desto geringer fällt die Teilnahme- und die Zahlungsbereitschaft aus. Die von den Betriebsleitern genannten thematischen Schwerpunkte einer solchen Beratung widerspiegeln die jeweilige Betriebsstruktur. Zum Bereich Düngung besteht ein über alle Betriebe vorhandener Beratungsbedarf. Die Bedeutung einer diesbezüglichen Beratung wird von den Betriebsleitern bestätigt, die bereits an entsprechenden Beratungsmaßnahmen in Wasserschutzgebieten teilnehmen.

15.3 Fazit

Die Frage, mithilfe welcher Maßnahmen die THG-Emissionen der Landwirtschaft am besten verringert werden können, ist zwar zunehmend Gegenstand wissenschaftlicher Analysen und politischer Debatten, in der landwirtschaftlichen Praxis jedoch eher ein Randthema. Bisher ist wenig gesichertes Wissen über THG-Minderungsmaßnahmen in die Praxis vorgedrungen. Vor dem Hintergrund, dass die betriebliche Praxis heute ohnehin schon erhebliche Anforderungen an die Betriebsleiter stellt, erscheint jede neue Anforderung erst einmal als weitere Last. Von daher ist es nicht verwunderlich, dass auch in den hier untersuchten Betrieben bis dato wenig über Möglichkeiten zur Verminderung der betrieblich bedingten THG-Emissionen nachgedacht worden ist. Es bietet sich also an, einen umfassenden Klimacheck für die landwirtschaftlichen Betriebe anzubieten. Die Bereitschaft, an solch einem Check teilzunehmen, wird umso höher sein, je weniger finanzielle Eigenbeteiligung von den Landwirten verlangt wird und je höher der Nutzen der Beratung von den Landwirten eingeschätzt wird. Bei einem Teil der Betriebe könnte die Teilnahme an einem Klimacheck zu einer Gewinnverbesserung beitragen. Dies ist vor allem dann der Fall, wenn mithilfe des Checks Effizienzreserven aufgedeckt werden. Auch bei einigen der hier untersuchten Betriebe könnten durch Anpassungen im Düngungsmanagement (z.B. Anwendung der N_{min}-Methode) Kosten und gleichzeitig erhebliche THG-Emissionen eingespart werden.

Neben den eher einfach umsetzbaren Klimaschutzmaßnahmen gibt es eine Reihe von Maßnahmen, die die Landwirte nur dann umsetzen würden, wenn entsprechende Kompensationszahlungen angeboten würden. Dazu zählen z. B. der Anbau von Leguminosen, Zwischenfruchtanbau, die Direkteinarbeitung von Gülle (Güllegrubber o. Ä.), umbruchlose Grünlanderneuerung, Anlage von KUP. Maßnahmen wie z. B. die Aufgabe von Moorflächen, die einen sehr starken Eingriff in den Betrieb darstellen können, sind dagegen aus Sicht der Landwirte bislang indiskutabel. Für den Erfolg zukünftiger Agrarumweltmaßnahmen erscheint es angebracht, die landwirtschaftliche Praxis bei der Entwicklung solcher Maßnahmen intensiv mit einzubinden.

Insgesamt zeigt sich, dass es keine Standardmaßnahmen zur Emissionsminderung gibt, die für alle Betriebe gleichermaßen geeignet sind. Zu unterschiedlich sind die Ausgangssituationen und die damit verbundenen THG-Minderungen und Kosten der Betriebe. Die hier ermittelten Ergebnisse zeigen, dass es Sinn macht, Maßnahmen passgenau zu entwickeln. Ein umfassender Klimacheck kann hierfür eine wichtige Grundlage bieten.

Der zunehmende Export von Wirtschaftsdüngern ist mit einer Verlagerung von Emissionen und Minderungspotenzialen verbunden. Die transparente Erfassung der Nährstoffströme und -verwertung ist eine wichtige Voraussetzung für die Bewertung und Optimierung des Gülleexports im Kontext der Nährstoffeffizienz der landwirtschaftlichen Produktion sowie des Klima- und Umweltschutzes.

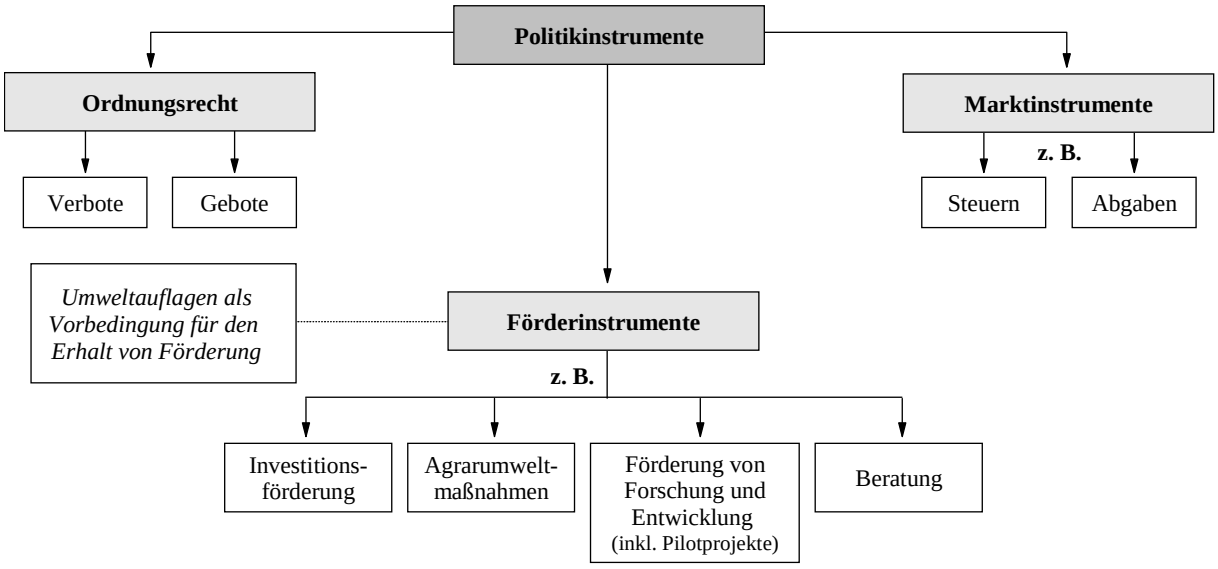
16 Politische Instrumente zur Umsetzung von technisch-organisatorischen Klimaschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft Niedersachsens

Ein Großteil der vorgeschlagenen technisch-organisatorischen Maßnahmen zur Reduzierung von THG-Emissionen müssen auf der Ebene der Landwirtschaftsbetriebe umgesetzt werden. In vielen Fällen besteht für die Anwendung der Maßnahmen entweder kein direkter Anreiz für die Landwirte oder die Vorteile einer Anwendung sind ihnen noch nicht bekannt. Die Politik kann durch den Einsatz bestimmter Instrumente die Einführung und Umsetzung der technischen Maßnahmen forcieren oder fördern. Diese Instrumente werden im ersten Teil dieses Kapitels kurz charakterisiert, ihre Vor- und Nachteile werden benannt (vgl. dazu z. B. PERMAN et al., 2003; SCHEELE et al., 1993; VATN, 2005). Im zweiten Teil des Kapitels werden für besonders relevante Maßnahmengruppen (wie z.B. Düngung, Grünlandschutz, Wiedervernässung von Mooren) geeignete politische Instrumente spezifisch diskutiert.

16.1 Charakteristika verschiedener Typen von Steuerungsinstrumenten

Politische Instrumente lassen sich grob in die Kategorien „Ordnungsrecht“, „Marktinstrumente“ und „Förderinstrumente“ einteilen (s. Abbildung 16.1-1). Aufgrund begrenzter Kompetenzen und Möglichkeiten spielt dabei auf Landesebene nur ein Teil dieser Instrumente eine Rolle. So können marktwirtschaftliche Instrumente auf Landesebene kaum (sinnvoll) umgesetzt werden. Auch bei den ordnungsrechtlichen Instrumenten gibt es Einschränkungen. Die Landesregierung hat aber Möglichkeiten zur Einflussnahme im Rechtssetzungsprozess, die sie z. B. zur Änderung der Düngeverordnung nutzen kann. Besonders wichtig auf Landesebene sind die Förderinstrumente, z. B. in Form der Investitionsförderung und in Form von Agrarumweltprogrammen, der Förderung von Forschung und Entwicklung und der Förderung der Beratung. Einen Spezialfall bilden die Umweltauflagen als Vorbedingung für den Erhalt von Förderung. Hier geht es um Ge- und Verbote, die nicht für alle Landwirte oder Bürger gelten, sondern nur für solche, die sich freiwillig diesen Auflagen unterordnen, um eine Förderung in Anspruch nehmen zu können.

Abbildung 16.1-1: Übersicht über Politikinstrumente



Eine grundsätzliche Frage bei der Wahl der Instrumente ist, ob der Verursacher von Emissionen oder der Nutznießer der Emissionsreduzierung für die Kosten der Maßnahmen aufkommen sollte. Da es sich bei den landwirtschaftlich bedingten Umweltproblemen häufig um diffuse Einträge handelt (die Feststellung der einzelnen Verursacher ist häufig nicht oder nur sehr schwer bzw. mit hohen finanziellen Aufwendungen möglich) und die Überwachung von Auflagen in der Regel mit erheblichen Aufwendungen/Kosten verbunden ist, werden in der Landwirtschaft im Gegensatz zu anderen Wirtschaftssektoren häufig Förderungsinstrumente angewendet, was sich in den zahlreichen Agrarumweltprogrammen und Wasserschutzkooperationen zeigt. Dieser Ansatz bringt nicht nur hohe öffentliche Ausgaben mit sich. Er birgt auch immer die Gefahr, dass technisch-organisatorische Maßnahmen nicht dauerhaft und in der Breite Einzug in den Agrarsektor finden. Mithilfe von Fördermaßnahmen sollte jedoch versucht werden, eine gute fachliche Praxis auf höherem Niveau dauerhaft zu etablieren. Dies kann aber allenfalls durch sehr gut abgestimmte Förderansätze gelingen. Um einen Mindeststandard wie die gute fachliche Praxis in der Landwirtschaft zu verankern, kann auf das Ordnungsrecht nicht verzichtet werden.

Ordnungsrecht

Das Ordnungsrecht umfasst Ge- und Verbote. Zu nennen sind hier zum Beispiel das Gebot zur unverzüglichen Einarbeitung von bestimmten Wirtschaftsdüngern, das Verbot, Dünger mit wesentlichen Gehalten an verfügbarem Stickstoff in der Sperrfrist auszubringen oder das Verbot der Umwandlung von Dauergrünland in Überschwemmungsgebieten.

Zu den Vorteilen des Ordnungsrechts gehört, dass die aufgestellten Regeln von allen Landwirten, abgesehen von definierten Ausnahmen, eingehalten werden müssen und somit eine flächendeckende Umsetzung realisiert werden kann. Zudem gelten die Auflagen direkt und dauerhaft, solange sich die Rechtslage nicht ändert. Es bedarf keines großen

Verwaltungsaufwandes, die Regeln in Kraft treten zu lassen. Die Änderung ordnungsrechtlicher Standards ist allerdings aufgrund des großen Abstimmungsbedarfs aufwändig. Aus Sicht des Steuerzahlers ist von Vorteil, dass die Kosten der Maßnahmenumsetzung von den Landwirten selbst getragen werden müssen.

Allerdings kann es zu hohen Vollzugskosten kommen, wenn eine Maßnahme nur schwer zu kontrollieren ist. Die Motivation der Landwirte, die Ge- und Verbote tatsächlich einzuhalten, hängt von verschiedenen Faktoren ab. So können Ausgleichszahlungen, die z. B. bei Beschränkungen in Wasserschutzgebieten oder in Natura 2000-Gebieten gewährt werden, die Akzeptanz erhöhen.

Daher ist nicht jede technische Maßnahme für das Ordnungsrecht geeignet. Wenn eine Maßnahme nur schwer zu kontrollieren ist und damit sehr hohe Vollzugskosten drohen, empfiehlt es sich, freiwillige Fördermaßnahmen wie Beratung in Erwägung zu ziehen. In jedem Fall ist immer die Verhältnismäßigkeit einer Regelung Voraussetzung für ihre Rechtmäßigkeit. So kann z. B. bei derzeitiger Lage nicht verlangt werden, dass alle Landwirte Technologien des Präzisionslandbaus anwenden.

Umweltauflagen als Vorbedingung für den Erhalt von Förderung

Eine weitere Möglichkeit, Klimaschutzmaßnahmen bzw. klimafreundliches Wirtschaften zu befördern, besteht darin, spezifische Standards als Voraussetzung für den Erhalt von Fördermitteln festzulegen. Dies betrifft mit Cross Compliance die Direktzahlungen an die Landwirte und eine Reihe von Prämien der 2. Säule der EU-Agrarpolitik sowie die Einspeisevergütung für Stromerzeugung aus regenerativen Quellen im Rahmen des EEG (hier insbesondere relevant für den Bereich Biogas). Die jeweiligen Auflagen sind bindend für alle Landwirte, die die entsprechende Förderung in Anspruch nehmen. Im Fall von Cross Compliance betrifft dies bei weitem den Großteil der landwirtschaftlichen Fläche. Aufgrund der hohen Attraktivität dieser Transferzahlungen für nahezu alle Landwirte bzw. der Abhängigkeit von diesen Zahlungen kann man daher auch von „quasi-ordnungsrechtlichen“ Standards sprechen (OECD, 2006). Diese Auflagen sind jedoch auf Dauer abhängig von der Existenz des Prämiensystems. Es besteht zudem die Möglichkeit, auf Direktzahlungen zu verzichten, um Auflagen nicht mehr einhalten zu müssen, die ohne ordnungsrechtliche Grundlage allein über Cross Compliance vorgeschrieben werden. Ein großer Anteil der Cross Compliance Standards ist allerdings ohnehin bereits ordnungsrechtlich vorgeschrieben. In diesem Fall wirkt Cross Compliance lediglich auf den Vollzug des Ordnungsrechts durch zusätzliche bzw. veränderte Kontrollen und zusätzliche Sanktionsandrohungen. Aufgrund der Bindung an eine gewährte Förderung kann man von einer höheren Akzeptanz der Landwirte ausgehen als im Fall von Ordnungsrecht, obgleich die Auflagen in vielen Fällen als zusätzliche Einschränkungen aufgefasst werden und von Seiten der Landwirtschaft zudem der bürokratische Aufwand beklagt wird. Der Vollzugsaufwand ist, ähnlich wie beim Ordnungsrecht, von den jeweiligen Standards abhängig.

Marktinstrumente

Marktwirtschaftliche Instrumente sind dadurch charakterisiert, dass ohne direkte staatliche Eingriffe in die Unternehmen monetäre oder andere Anreize geschaffen werden, die Unternehmen zu einem umweltfreundlichen Handeln veranlassen. Zu den marktorientierten Instrumenten zählen u.a. Umweltsteuern und –abgaben sowie Umweltlizenzen. Mithilfe von Umweltabgaben können beispielsweise umweltschädliche Inputs verteuert werden, womit ein Anreiz gegeben wird, den Einsatz dieser Inputs zu reduzieren. Marktwirtschaftliche Instrumente werden im Bereich der Landwirtschaft vor allem bei der Stickstoffminderungspolitik immer wieder diskutiert (vgl. SCHEELE et al., 1993; WEGENER & THEUVSEN, 2010). Auf Landesebene lassen sich marktwirtschaftliche Instrumente jedoch kaum umsetzen. Die Landesregierung kann lediglich Einfluss auf die nationale Diskussion nehmen. Daher werden in dieser Arbeit Marktinstrumente nur im Abschnitt zur Düngeminderungspolitik kurz erläutert.

Förderinstrumente

Beratung und Informationsvermittlung zielen auf eine freiwillige Verhaltensänderung ab. Wirkungen sind insbesondere dann zu erwarten, wenn mit der aus Umweltsicht erwünschten Verhaltensänderung gleichzeitig ein Vorteil für den Landwirt verbunden ist (z. B. Einsparung von Kosten durch geringeren Energie- oder Düngemittelverbrauch, aber auch nichtfinanzielle Anreize wie Imageverbesserung). Die öffentlichen Ausgaben für diese Maßnahme sind i. d. R. deutlich niedriger als im Fall einer einzelbetrieblichen Förderung. Von Bedeutung ist vor allem, dass der Vollzugsaufwand entfällt. Besondere Bedeutung hat die Beratung als flankierende Maßnahme, um z. B. den Bekanntheitsgrad und die Akzeptanz von Fördermöglichkeiten oder ordnungsrechtlicher Auflagen zu erhöhen. Zudem ist Beratung eine wichtige Maßnahme, wenn das konkrete Verhalten der Landwirte nicht kontrolliert werden kann und somit ordnungsrechtliche oder auf finanzieller Förderung beruhende Regelungen nicht oder nur unzureichend umsetzbar sind.

Förderung von Forschung und Entwicklung ist dann das geeignete Instrument, wenn Klimaschutzmaßnahmen vielversprechend sind, diese jedoch noch nicht eingehend genug untersucht sind, um in der Praxis breit eingesetzt zu werden. Als Beispiele sind hier Maßnahmen zu nennen, bei denen wie im Falle der Nitrifikationsinhibitoren als Zusatzstoffe zu mineralischen oder organischen Stickstoffdüngern noch nicht bekannt ist, in welchem Umfang tatsächlich THG-Emissionen eingespart werden können, oder Maßnahmen, bei denen wie im Falle des streifenförmigen Anbaus von KUP noch nicht umfassend geklärt ist, wie eine Maßnahme in der betrieblichen Praxis erfolgreich umgesetzt werden kann. Es gibt aber auch Maßnahmen wie die Entwicklung eines Bewertungssystems für Backweizen (Ziel: Reduzierung der Spätdüngung), bei denen die institutionellen Rahmenbedingungen einer näheren Untersuchung bedürfen und die Umsetzbarkeit erprobt werden müsste. In solchen Fällen bieten sich Pilotprojekte an. Die Förderung von Forschung und Entwicklung kann kurzzeitig mit relativ hohen öffentlichen Ausgaben verbunden sein.

Diese stellen aber eine Investition dar, die durch die daraus folgende dauerhafte Umstellung von Verfahren langfristig zu Kosteneinsparungen führen sollte.

In einigen Fällen wie der teilflächenspezifischen Düngung können trotz betrieblicher Vorteile Umsetzungshemmnisse aufgrund der erforderlichen Investitionen und ggf. mangelnden Vertrauens in neue Technik bestehen. In diesem Fall kann **Investitionsförderung** das effektivste Instrument darstellen. Durch den Erwerb der Technik können Landwirte einen Anreiz haben, diese auch längerfristig einzusetzen. Das Instrument kann auch genutzt werden, um die Einführung ordnungsrechtlicher Standards zu unterstützen und angemessen zu gestalten. Beispielsweise können Investitionshilfen innerhalb einer Übergangsfrist die Anpassung an neue, technische Standards erleichtern.

Eine besondere Bedeutung in der Agrarumweltpolitik haben **Agrarumweltmaßnahmen (AUM)**. Landwirte können freiwillig an diesen Maßnahmen teilnehmen und werden für die Umsetzung durch regelmäßige Zahlungen finanziell honoriert bzw. kompensiert. Dies gilt auch für freiwillige Kooperationen im Wasserschutz. Begründet wird die Zahlung häufig damit, dass dem Landwirt Kosten für die Umsetzung entstehen, der Nutzen aber der Gesellschaft zugutekommt und nicht dem einzelnen Landwirt. Die durch die Maßnahmen definierten Auflagen müssen dabei über den durch Ordnungsrecht oder Cross Compliance gesetzten Standards liegen. AUM können sowohl flächendeckend als auch in Zielkulissen angeboten werden. Grundsätzlich ist durch die Freiwilligkeit und die Kostenerstattung mit einer guten Akzeptanz durch die Landwirte zu rechnen. Sind die Auflagen jedoch hoch und die Anreizkomponente sehr gering oder werden alternative Managementoptionen finanziell attraktiver, wird die Wahrscheinlichkeit der Teilnahme an den Maßnahmen geringer. Die Maßnahmenbindung ist auf einen Zeitraum begrenzt, im Falle von AUM meist auf fünf Jahre. Soll eine längerfristige Teilnahme erreicht werden, so müssen die Maßnahmen verlässlich über einen längeren Zeitraum angeboten werden. Eine langfristige Umsetzung ist auch davon abhängig, ob die Teilnahme mit einem Nutzen für die Landwirte verbunden ist, der nicht allein finanzieller Natur sein muss, sondern z. B. auch in der Erfüllung eigener Wertvorstellungen liegen kann (vgl. z. B. VATN, 2005). Die Ausgaben für Verwaltung und Kontrollen werden generell als hoch eingeschätzt (FALCONER and WHITBY, 1999). Dies betrifft insbesondere regional angepasste Maßnahmen mit geringer Teilnehmerzahl (VATN, 2002). Agrarumweltmaßnahmen basieren gewöhnlich auf der Honorierung eines bestimmten Verhaltens. Weniger etabliert sind ergebnisorientierte Honorierungen. Wenn die Eigenschaften der betroffenen Ressourcen und Transaktionen es zulassen, eine ergebnisorientierte Honorierung vorzunehmen, kann dies Effizienz- und Effektivitätsvorteile mit sich bringen, wie im Kontext der N-Düngung in Kapitel 16.2.2 erläutert wird.

Weitere Fördermaßnahmen der 2. Säule, die im Bereich Klimaschutz zum Einsatz kommen können, sind Beihilfen für nichtproduktive Investitionen (die in Niedersachsen nicht angeboten werden) und Maßnahmen zur Erhaltung und Verbesserung des ländlichen Erbes, mit denen beispielsweise Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen für Biotope, einschließlich Flächenerwerb, gefördert werden können. Letztere können insbesondere bei Moorschutzmaßnahmen zum Einsatz kommen. Unterschiedliche Maßnahmen innerhalb

der Schwerpunkte 1 (Verbesserung der Wettbewerbsfähigkeit der Land- und Forstwirtschaft) und 3 (Lebensqualität im ländlichen Raum und Diversifizierung der ländlichen Wirtschaft) der 2. Säule bieten darüber hinaus die Möglichkeit, eine besonders umweltverträgliche energetische Biomassenutzung zu fördern.

Aufgrund begrenzter Finanzausstattung und hoher Kosten je Einzelfall wird im Falle der Investitionsförderung, anspruchsvoller AUM und einiger weiterer Maßnahmen nur eine begrenzte Anzahl an Betrieben erreicht, weshalb die Wirkungen in Bezug auf die Fläche sehr begrenzt sind. Daher geht eine erfolgreiche Wirkung damit einher, dass teilnehmende Betriebe aktiv oder passiv als Multiplikatoren bzw. Vorbilder funktionieren.

16.2 Beschreibung konkreter Umsetzungsmöglichkeiten

Im Folgenden werden für ausgewählte Klimaschutzmaßnahmen zum Teil bereits bestehende politische Steuerungsinstrumente aufgelistet und Möglichkeiten zur Weiterentwicklung von Instrumenten benannt. Zuerst wird eine übergeordnete Maßnahme dargestellt. Danach werden weitere einzelne Maßnahmen, geordnet nach Themenblöcken, diskutiert.

16.2.1 Klimacheck

Beim Klimacheck sollen im Rahmen einer Betriebsberatung Schwachstellen und Potenziale bezüglich der Ressourceneffizienz in der Produktion landwirtschaftlicher Betriebe identifiziert werden und entsprechende Maßnahmen zur Senkung der THG-Emissionen, Erhöhung der Ressourceneffizienz insgesamt und Reduzierung von Umweltbelastungen initiiert werden. Durch systematische Analysen sollen Lernprozesse bei Landwirten und Beratern ermöglicht und der Erfolg dokumentiert werden. Durch Begleitforschung sollen das Instrument des Klimachecks und einzelne Maßnahmen evaluiert und verbessert werden. Bisher gibt es in Niedersachsen und auch in anderen Bundesländern noch keine spezifisch auf Klimaschutz bezogene Beratung oder Audit-Ansätze. An der Landwirtschaftskammer Niedersachsen wird aber bereits zu dem Thema gearbeitet. Der Themenbereich Klimaschutz soll ab 2012 verstärkt Teil der Betriebsberatung in Niedersachsen werden. Bei der Betriebsberatung sollen betriebliche Merkmale zur Stickstoffdüngung und Stickstoffeffizienz, zur Fütterung, zum Wirtschaftsdüngermanagement und zum Energieeinsatz anhand ausgewählter Kennzahlen erfasst werden. Durch eine Analyse der Daten kann festgestellt werden, in welchen Bereichen die Ressourceneffizienz in der Produktion erhöht werden kann und welchen Einfluss Landnutzungsentscheidungen, wie z. B. die Nutzung von Moorflächen, haben. Auf dieser Basis können zielgerichtet weiterführende betriebliche Maßnahmen eingeleitet werden.

Die Umsetzung von Empfehlungen im Betrieb erfolgt freiwillig und kann ggf. durch Investitionsförderung unterstützt werden (z. B. im Bereich der Energieeinsparung). Es kann aber auch die Teilnahme an Agrarumweltmaßnahmen empfohlen werden, z. B. zur Ver-

besserung der Stickstoffeffizienz. Um der Begleitforschung das Datenmanagement, die Ableitung von Zielgrößen und die Formulierung von Empfehlungen für die Maßnahmenumsetzung zu ermöglichen, sollten die im Rahmen des Klimachecks erfassten einzelbetrieblichen Datensätze in anonymisierter Form für Betriebsvergleiche und wissenschaftliche Analysen zur Verfügung gestellt werden. Schließlich sollte eine regelmäßige Dokumentation der betrieblichen Kennziffern erfolgen, um die Gesamtwirkungen der Maßnahme abschätzen zu können. Werden betriebliche Entwicklungsziele festgeschrieben, erhält diese Maßnahme den Charakter eines „Klima-Audits“. Sie könnte auch verpflichtend gemacht werden, z. B. als Voraussetzung für den Erhalt unterschiedlicher Fördermittel.

Die projektbegleitenden Entwicklungskosten inkl. Schulung von Beratern betragen nach Einschätzungen der Landwirtschaftskammer 100.000 €/Jahr. Der jährliche finanzielle Aufwand des Landes Niedersachsen für die Beratungen beträgt Schätzungen zufolge 160.000 € im ersten Jahr bei etwa 1000 beratenen Betrieben mit steigender Tendenz aufgrund steigender Teilnahme in den Folgejahren. Die Gesamtkosten je Beratung betragen durchschnittlich 1.000 €; davon würden 160 € vom Land getragen, so eine 80 %ige Kofinanzierung durch die EU verwirklicht werden kann. Die Durchführung und Finanzierung erfolgt im Rahmen der Programme für den ländlichen Raum, gemeinsam finanziert von EU, Bund, Land und den Landwirten(LWK NI, 2011a).

16.2.2 Düngung

Ordnungsrechtlicher Rahmen

Der ordnungsrechtliche Rahmen für die Düngung ist durch die **Düngeverordnung (DüV)** definiert. Sie regelt auf Bundesebene die gute fachliche Praxis der Düngung und soll zur Verminderung stofflicher Risiken durch die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln beitragen. Die Düngeverordnung dient gleichzeitig der Umsetzung der Nitratrichtlinie. Diese betrifft den Klimaschutz im Wesentlichen durch die Regulierung der N-Düngung, wo auch der Schwerpunkt der DüV liegt. Der zweite Schwerpunkt liegt bei der P-Düngung.

Die DüV wird derzeit von einer Bund-Länder-Arbeitsgruppe (BLAG) evaluiert, ein Bericht wird im Sommer 2012 vorgelegt. Da zum einen den Evaluierungsergebnissen nicht vorgegriffen werden soll und zum anderen die Regulierung hauptsächlich die Bundesebene betrifft, wird hier auf die Evaluierungsberichte der BLAG verwiesen. Im Folgenden werden die wichtigsten Punkte kurz genannt. Ferner wird auf den Umsetzungsspielraum auf Landesebene eingegangen.

Kritik an der DüV betrifft Aspekte der Düngebedarfsermittlung, der standort- und bodenzustandsspezifischen Restriktionen, der Sperrfristen, Lagerdauer und Ausbringung nach Ernte der Hauptkultur, der Ausbringtechnik und Einarbeitung, des Nährstoffvergleichs, der Ausbringungsobergrenzen und der Höhe der anrechenbaren Verluste. Diese Punkte werden hauptsächlich auf Bundesebene geregelt, jedoch kann das Land Niedersachsen

Einfluss auf die künftige politische Weiterentwicklung nehmen und die konstruktive Auseinandersetzung mit den Ergebnissen der Evaluierung der DüV forcieren.

Textbox 1: Änderungsoptionen zur Weiterentwicklung der Düngeverordnung

Düngebedarfsermittlung: Die Dokumentation der Düngeplanung für N und P sollte als Grundlage der guten fachlichen Praxis der Düngung verpflichtend gemacht werden

Sperrfristen, Lagerdauer, Ausbringung nach Ernte der Hauptkultur: Die Sperrfrist für die Ausbringung von organischen Düngemitteln mit wesentlichen Gehalten an verfügbarem Stickstoff auf Ackerflächen soll nach Ernte der Hauptkultur beginnen. Ausnahmen bilden danach angebaute Kulturen, die im Spätsommer und Herbst noch regelmäßig Düngebedarf aufweisen (Raps, Feldgras, Zwischenfrüchte). Festmist von Huf- und Klauentieren soll, wie in der bisherigen Düngeverordnung, von der Sperrfristregelung ausgenommen werden. Die in den Anlagenverordnungen des Landeswasserrechts festgelegte Lagerdauer für flüssige organische Dünger (Gülle, Jauche, Silosickersaft sowie Gärreste) sollte an veränderte Sperrfristen angepasst werden. Im Falle von gewerblichen Betrieben ohne ausreichende eigene Ausbringungsfläche sollte die Lagerdauer mindestens neun Monate betragen.

Ausbringtechnik/Einarbeitung: Die Gülleausbringung auf bewachsenen Flächen sollte mit streifenförmigen Ablagen erfolgen, d. h., auf bewachsenen Ackerflächen mindestens mit Schleppschlauch und auf Grünland und Feldgras mit Schleppschuh. Geräte zur Düngerausbringung müssen technische Anforderungen an die Verteilgenauigkeit (Breitverteilung) erfüllen. Diese ist mittels entsprechender Prüfverfahren im Rahmen der Gerätezulassung festzustellen. Geräte zur Mineraldüngerausbringung müssen mit Grenzstreueinrichtung ausgestattet sein. Für die Einführung neuer technischer Vorgaben sollten Übergangsfristen vorgesehen werden. Die „unverzügliche“ Einarbeitung von organischen Düngemitteln mit wesentlichen Gehalten an verfügbarem Stickstoff sollte spätestens innerhalb von vier Stunden nach Beginn der Ausbringung abgeschlossen sein, diese Anforderung soll in der Düngeverordnung festgelegt werden, um eine unterschiedliche Auslegung zu vermeiden. In die Einarbeitungspflicht sind Geflügelmist und feste Gärreste einzubeziehen.

Nährstoffvergleich: Die Berechnung des Nährstoffvergleichs soll in Betrieben mit Futterbauflächen (Silomais, sonstiges Feldfutter, Grünland, Gärsubstratanbau) auf Basis einer plausibilisierten Feld-Stall-Bilanz erfolgen. Dafür wird im Betrieb mit Raufutter fressendem Tierbestand zur Bestimmung der N-Abfuhr über Raufutter ein plausibles Verhältnis zwischen Tierbestand und Nährstoffabfuhr über das Grundfutter berechnet. Weiterhin sollten die Verlustkoeffizienten für die Anrechnung von N aus Wirtschaftsdünger im Nährstoffvergleich überprüft und verringert werden, namentlich die Verluste bei Weidehaltung von derzeit 75 %. Bisher gibt es kein bundesweit abgestimmtes Vorgehen bei Überschreitung der maximalen Nährstoffsalden für N und P. Bei Überschreitung sollte eine Beratungspflicht bestehen, bei wiederholten oder hohen Überschreitungen sollten behördliche Anordnungen angewendet werden. Um eine bedarfsgerechte P-Düngung zu gewährleisten, soll in den hohen P-Bodenversorgungsstufen D und E im sechsjährigen Mittel kein P-Überschuss entstehen. Bisher ist ein Überschuss bis zu 20 kg P_2O_5/ha möglich. Diese Regel trägt zu einer besseren räumlichen Verteilung von Wirtschaftsdüngern bei.

Ausbringungsobergrenze: Die für N aus tierischen Ausscheidungen geltende Ausbringungsobergrenze von 170 kg N/ha sollte auf alle organischen Düngemittel angewendet werden, insbesondere auch auf Gärreste pflanzlicher Herkunft. Im Falle von Klärschlamm und Kompost mit geringen Gehalten an pflanzenverfügbarem Stickstoff sollte die Zufuhr über drei Jahre angerechnet werden können.

Unabhängig von der DüV wird eine **Flächenbindung in der Tierhaltung** diskutiert, die zunächst ebenfalls auf Bundesebene im Baurecht und im Immissionsschutzrecht festgelegt werden müsste. Dies ist ein Instrument, das eine Alternative zu den Obergrenzen für den Einsatz von Wirtschaftsdünger je Hektar darstellen würde. Dieses Instrument hätte je nach Ausgestaltung für Niedersachsen starke strukturelle Auswirkungen. Wenn die Voraussetzungen auf Bundesebene geschaffen sind, könnte eine Flächenbindung auch stärker kommunal über die Genehmigung von Stallbauten gesteuert werden. Auf diese Weise könnte der Vollzug der Ausbringungsobergrenze für Wirtschaftsdünger-N erleichtert werden.

Zum anderen gibt es zu einzelnen Punkten der DüV auch Umsetzungsspielräume, welche die niedersächsische Landesregierung nutzen kann. Diese betreffen vor allem die Einarbeitung von Wirtschaftsdüngern und einen konsequenten Vollzug. Auch für die Mindestlagerkapazität für Wirtschaftsdünger und die Abdeckung von Güllelagern kann die niedersächsische Regierung selbständig und unabhängig von der Umsetzung der DüV Anforderungen formulieren.

Die **Lagerkapazitäten** für Wirtschaftsdünger sind derzeit noch auf Landesebene geregelt, jedoch weitestgehend bundeseinheitlich. In Niedersachsen betrifft dies die **Niedersächsische Anlagenverordnung (VAwS)**. Es gibt Verhandlungen, die Landesregulierungen durch eine Verordnung auf Bundesebene zu ersetzen. Dabei ist aber noch nicht geklärt, auf Basis welcher gesetzlichen Grundlage die Anforderungen an die Lagerkapazitäten geregelt werden sollen. Es braucht das Engagement der involvierten Akteure, um die entsprechenden Anforderungen an geeigneter Stelle zu verankern. Die bisherige Anforderung ist auf Basis der Nitratrichtlinie eine sechsmonatige Lagerkapazität für Gülle und Jauche. Grünlandbetriebe können sogar eine verkürzte Lagerdauer beantragen, wenn sie nachweisen können, diese Lagerdauer nicht für eine sachgerechte Düngung zu benötigen. Für einige Betriebe werden auch höhere Lagerkapazitäten empfohlen, nicht jedoch vorgeschrieben. Für Betriebe mit erhöhtem Silomaisanteil werden beispielsweise acht bis zehn Monate Lagerkapazität empfohlen (EILER, 2009). Eine Anpassung zur Erhöhung der N-Effizienz und der Verringerung der THG-Emissionen könnte dadurch erfolgen, dass die Empfehlungen zu höheren Lagerkapazitäten für entsprechende Ackerbau-, Futterbau- und Veredlungsbetriebe verpflichtend werden. Außerdem sollten diese Verpflichtungen auch für Gärreste gelten. Für Festmiste sollten Verpflichtungen definiert werden, die einen Missbrauch der Möglichkeiten zur Feldrandlagerung eingrenzen. Die Regelungen müssten des Weiteren auch für Gewerbebetriebe gelten. Zum Teil werden die höheren Erfordernisse an Lagerkapazitäten, auch bei Gewerbebetrieben, schon in den Baugenehmigungsverfahren berücksichtigt, jedoch fehlt noch eine sichere rechtliche Grundlage, die alle betroffenen Betriebe mit einschließt. Eine Erhöhung der Lagerkapazitäten führt zu Investitionskosten für die Landwirte. Daher würde eine Verschärfung entsprechende Übergangsfristen erfordern und ggf. Investitionshilfen rechtfertigen. Die Vollzugskosten würden sich primär nicht wesentlich erhöhen, da die Verwaltungsverfahren bereits bestehen. Sie würden sich durch einen konsequenteren Vollzug erhöhen, wenn nämlich die Lagerkapazitäten mit den Tierbeständen auch zu späteren Zeitpunkten, also nach der Überprüfung bei

Baugenehmigung, abgeglichen werden würden. Die öffentlichen Ausgaben würden sich entsprechend erhöhen, wenn Investitionshilfen eingesetzt werden sollten.

Auch die Anforderungen an die **Abdeckung von Anlagen zur Lagerung von Schweine- und Rindergülle** könnten auf Landesebene definiert werden. Bisher gelten Anforderungen an die Abdeckung nur für nach BImSchV[1] genehmigungspflichtige Anlagen mit Güllebehältern mit einem Fassungsvermögen von mindestens 6.500 m^3. Sie müssen nach TA-Luft[2] eine Abdeckung aufweisen, die eine Reduzierung der Ammoniakemissionen und der Emissionen geruchsintensiver Stoffe um 80 % ermöglicht. An kleinere und bestehende Anlagen werden noch keine Anforderungen zur Abdeckung gestellt. Eine Abdeckung könnte über das Ordnungsrecht für einen deutlich weiteren Kreis der Betriebe verpflichtend gemacht werden. Die günstigsten Varianten sind in Abhängigkeit von Art und Größe des Lagers mit Kosten von 0,13 €/m^3/Jahr (Leichtschüttungen) bis 0,84 €/$m^{3/}$Jahr (Betondecke) und von 0,06 bis 0,39 €/eingespartem kg NH_3-N bei Schweinegülle bzw. 2,24 und 3,68 €/kg NH_3-N bei Rindergülle verbunden (DÖHLER et al., 2011). Dies entspricht für Schweinegülle rund 5 bis 31 €/t $CO_{2\text{-Äq}}$. und für Rindergülle rund 179 bis 294 €/t $CO_{2\text{-Äq.}}$. Aufgrund der geringen Kostenwirksamkeit bei Rindergülle könnte für diese auch nur eine Unterflurbefüllung gefordert werden. Der öffentliche finanzielle Aufwand ist gering, da die Abdeckungen leicht zu verifizieren und Kontrollen im Zusammenhang mit bestehenden Kontrollen durchgeführt werden können. Der Erhalt einer höheren Nährstoffkonzentration muss in der Düngeplanung beachtet werden. Dies ließe sich auf Landesebene über die Richtwerte für die Berechnung der N-Sollwerte für die Düngung und des Nährstoffvergleichs gemäß DüV berücksichtigen (LWK NI, 2012).

Die **Einarbeitung von Wirtschaftsdüngern** ist ebenfalls in der DüV geregelt, erlaubt aber einen Definitionsspielraum für den Begriff der vorgeschriebenen „unverzüglichen Einarbeitung“, die für Gülle, Jauche, sonstige flüssige organische oder organisch-mineralische Düngemittel mit wesentlichen Gehalten an verfügbarem Stickstoff und Geflügelkot gilt. Die Mehrheit der Länder einschließlich Niedersachsen haben auf Grundlage der Beschlüsse der Agrarministerkonferenz am 01.04.2011 in Jena zur Umsetzung dieser Regelung **Vollzugshinweise** erstellt, in denen geregelt ist, dass die Einarbeitung innerhalb von vier Stunden abgeschlossen sein muss. Niedersachsen hätte die Möglichkeit, die Vollzugshinweise entsprechend den Empfehlungen in Maßnahme „Optimierung der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern...“ (Kap. 10.6) zu ändern. Somit müssten die genannten Wirtschaftsdünger und auch die festen Gärreste sofort bzw. innerhalb einer Stunde eingearbeitet werden, Festmiste von Huf- und Klauentieren innerhalb von vier Stunden oder an demselben Arbeitstag. Diese Änderung würde nicht nur die direkten Ammoniak- und indi-

---

[1] Vierte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Art. 1 d. V zur Neufassung und Änderung von Verordnungen zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes) (Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen – 4.BImSchV).

[2] Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 24. Juli 2002.

rekten Lachgasemissionen reduzieren, sondern auch den Vollzug vereinfachen. Denn im Gegensatz zu einer Einarbeitung innerhalb von vier Stunden lässt sich die sofortige Einarbeitung auf einen Blick identifizieren, da sich entsprechende Gerätschaften auf dem Feld oder bei absetzigen Verfahren auf dem Feld und am Feldrand vorhanden sein müssen. Die LWK Niedersachsen hat die Kontrollkosten berechnet (siehe Textbox 2).

Textbox 2: Kontrollansatz für die Wirtschaftsdüngereinarbeitung und Kostenschätzung der Prüfdienste der LWK Niedersachsen

Die Einarbeitungsverpflichtung sollte systematisch in den Hauptdüngungszeiträumen im Ackerbau im Frühjahr und Herbst landesweit kontrolliert werden. Hier kommen die Monate Februar bis Mai und August bis September in Betracht. Regionale Besonderheiten wie Ausnahmegenehmigungen bzw. Witterungsbedingungen bleiben dabei zunächst unberücksichtigt.

Der Ansatz gestaltet sich unter dieser Bedingung wie folgt:

In der o. g. Periode werden je Bezirk der LWK Niedersachsen und Woche Vor-Ort-Kontrollen von einem Mitarbeiter im Umfang eines Arbeitstages von durchschnittlich acht Stunden durchgeführt. Bei Annahme von elf Bezirken und 32 Wochen mit je acht Wochenstunden errechnet sich ein Zeitbedarf von rund **2.816 AKh**, dies entspricht etwa zwei AK.

Für Amtshandlungen der Landwirtschaftskammer Niedersachsen zur Erfüllung staatlicher Aufgaben werden Gebühren erhoben. Die Aufgabe sollte von Mitarbeitern des gehobenen Dienstes mit fachlicher Qualifikation als „AgraringenieurIn“ durchgeführt werden. Die Gebühr ist nach Zeitaufwand zu bemessen, je angefangene Viertelstunde sind 13,25 € anzusetzen. Unter Berücksichtigung der ermittelten 2.816 AKh ergeben sich Personalkosten in Höhe von **149.248 €**.

Es ist davon auszugehen, dass die Mitarbeiter je Prüftag durchschnittlich eine Fahrtstrecke von ca. 300 km zurücklegen, um eine entsprechende räumliche Abdeckung im Dienstgebiet zu erreichen. Es ergeben sich damit an 352 Tagen (entsprechend 2.816 AKh) **105.600 km Fahrleistung**. Je gefahrenen Kilometer wird eine Pauschale von 0,35 € gem. Gebührenverzeichnis der LWK Niedersachsen zugrunde gelegt. Hieraus ergeben sich dann **36.960 € Fahrtkosten**.

Die zusätzlichen Sachkosten (Druckkosten für Protokolle, Kopien, Fotos, Berichte) werden mit 1 % der Personalkosten geschätzt und betragen ca. **1.500 €**.

Gesamtkosten der Kontrollmaßnahme:

Personalkosten	149.248 €
Fahrtkosten	36.960 €
Sachkosten	1.500 €
	187.708 €

Quelle: LWK NI (2011a)

Anmerkung: Diese Summe könnte aber geringer ausfallen, wenn man die Kontrollen schwerpunktmäßig in Problemgebieten durchführen würde. Eine Veröffentlichung der Erfahrungen aus den Kontrollen und von Hinweisen zu betrieblichen Organisationsmöglichkeiten für eine sofortige Einarbeitung sind vermutlich wirksamer als allein eine Erhöhung der Kontrollrate.

Für die Landwirte besteht ein wirtschaftlicher Anreiz, Stickstoff aus Wirtschaftsdüngern für die Pflanzenernährung zu erhalten und so Mineraldünger einzusparen. Unter Berücksichtigung der N-Düngereinsparpotenziale treten dauerhaft allenfalls sehr geringe Mehrkosten je Hektar durch die umgehende Einarbeitung auf. Während der Einführungsphase kann der Aufwand dadurch erhöht sein, dass Arbeitsprozesse und Kooperationen (um)organisiert werden müssen. Um eine Verlagerung der Ausbringung mit Breitverteiler von unbestellten auf bestellte Ackerflächen aufgrund einer solchen Einarbeitungspflicht zu vermeiden, sollten auch die Anforderungen an die Ausbringung auf bestellte Flächen angepasst werden. Dies müsste allerdings auf Bundesebene in der DüV geregelt werden. Als weitere Anpassung müssten auch die anrechenbaren N-Verluste, die sich bei verbesserter Ausbringung verringern, über die Richtwerte für die Berechnung des Nährstoffvergleichs (DüV) (LWK NI, 2012) berücksichtigt werden.

Ergänzend zu diesen fachrechtlichen Änderungen sind Informationskampagnen zu empfehlen. Auf dieses Instrument wird weiter unten ausführlicher eingegangen.

Auch in der **konsequenten Gestaltung des Vollzugs** der DüV bieten sich Ansatzpunkte für die niedersächsische Regierung, die N-Produktivität zu fördern. Dazu gehören zum Beispiel Kontrollkampagnen zur Einarbeitung von Düngern in den Hauptdüngungszeiträumen (s. o.). Des Weiteren sind Prüfungen der Nährstoffbilanzen zu nennen, einschließlich deren Plausibilisierung und elektronische Erfassung. Die Plausibilisierung ist besonders bei Futterbaubetrieben relevant. Da die Futtererträge nicht genau gemessen und leicht überschätzt werden können, sind deutlich höhere N-Abfuhren anrechenbar, als sie der Realität entsprechen. Im Falle von Gärresten kann zudem gefordert werden, dass die Berechnungen auf Grundlage von Nährstoffuntersuchungen und nicht auf Basis von Pauschalwerten erfolgen soll, da Gärreste ein sehr weites Spektrum an Nährstoffkonzentrationen (und Nährstoffen) aufweisen. Durch die elektronische Erfassung und Dokumentation wird eine Analyse der Entwicklung des Düngeverhaltens ermöglicht. Die elektronische Erfassung und Dokumentation ist eine wichtige Voraussetzung, um die durchgeführten Politikmaßnahmen vertieft und effizient bewerten zu können. Die Anzahl der auswertbaren Nährstoffbilanzen kann auch dadurch erhöht werden, dass Bilanzen nicht nur bei Vor-Ort-Kontrollen eingesehen, sondern von einer großen Anzahl von Landwirten schriftlich eingefordert werden mit der Empfehlung zur elektronischen Übermittlung. Dies kann mit der kostenfreien Bereitstellung von Computerprogrammen für die Düngeplanung und Nährstoffbilanzierung einhergehen, was sich auch im Sinne der Informationsvermittlung und Beratung anbietet. Zum Vollzug gehören schließlich die Konsequenzen, die sich aus Regelüberschreitungen ergeben. Im Falle einer Überschreitung der maximalen Nährstoffsalden ergeben sich aus der DüV keine zwingenden Folgen. Dennoch ist es möglich, Anordnungen auszusprechen und Sanktionen zu verhängen, wenn diese Anordnungen nicht eingehalten werden. Sinnvoll wäre eine verpflichtende Beratung bei Überschreitung der maximalen Nährstoffsalden, ggf. gekoppelt mit einer Anordnung.

Des Weiteren hat Niedersachsen bereits durch die **Verbringungsverordnung** und die Etablierung von **Güllebörsen** Maßnahmen umgesetzt, die den Vollzug der DüV unterstützen und die dazu beitragen, die Effizienz der Verwertung von Wirtschaftsdüngern zu steigern, Probleme der Nährstoffüberschüsse in Regionen mit intensiver tierischer Veredelung zu verringern und die Transparenz im Wirtschaftsdüngerhandel zu erhöhen.

Die Umsetzung des Ordnungsrechts sollte durch Informationskampagnen und Fördermaßnahmen unterstützt werden, auf die im Folgenden eingegangen wird.

Informationskampagnen

Informationskampagnen können, wie oben beschrieben, generell die Umsetzung von Maßnahmen und die Einhaltung vom Ordnungsrecht, aber auch eine eigenständige Umsetzung von Maßnahmen und die Akzeptanz von Förderinstrumenten, z. B. zur Adoption von Techniken des Präzisionslandbaus, fördern. Eine **Informationskampagne**, die hier empfohlen wird, steht im Zusammenhang mit der sofortigen **Einarbeitung von Wirtschaftsdüngern**. Sie soll bei den Landwirten ein Bewusstsein für den Nutzen der sofortigen Einarbeitung, nämlich dem Erhalt der Nährstoffe und der Vermeidung von Umweltschäden, schaffen. In einigen Fällen können dadurch Düngerkosten eingespart werden, was die Motivation fördern sollte. Auch für die Akzeptanz der Regelung ist das Bewusstsein über deren Bedeutung wichtig. Für eine solche Informationskampagne - Erstellung von Beratungsunterlagen (z. B. Informationsbroschüren, Präsentationen, Checklisten), Veröffentlichungen in Fachjournalen, die Schulung von Multiplikatoren, die Durchführung von Informationsveranstaltungen - schätzt die LWK NI die Kosten auf rund 20.000 € (LWK NI, 2011a).

Agrarumweltmaßnahme (AUM) in Kombination mit Forschung und Entwicklung

Eine Maßnahme zur Förderung der **N-Effizienz**[3] ist eine **ergebnisorientierte Honorierung** der selbigen. Bei den klassischen AUM werden Landwirte für bestimmte Handlungen entschädigt, von denen angenommen wird, dass sie zur Zielerreichung beitragen. Im Gegensatz dazu wird bei ergebnisorientierten Maßnahmen die Umweltleistung direkt vergütet, gewöhnlich mithilfe eines Umweltindikators, der die direkte Bewertung der Umweltwirkung ermöglicht. Ergebnisorientierte Maßnahmen bestehen bisher vor allem im Bereich Biodiversität, wo Indikatoren, wie das Vorkommen bestimmter Pflanzen- und Tierarten, verwendet werden. Hier hingegen sollen die N-Überschüsse, im weiteren Verlauf auch die N-Ausnutzung, als Indikator für Emissionen von hauptsächlich direkt und indirekt treibhausgaswirksamen N-Verbindungen, nämlich Lachgas, Ammoniak und Nitrat, dienen. Diese ergebnisorientierten Maßnahmen erlauben den Landwirten, die Mittel

[3] Bewertet werden soll die Relation von N-Inputs über die Düngung zum N-Output über Ernteprodukte, also die N-Produktivität oder N-Ausnutzung. Da sich hierfür der Begriff „N-Effizienz“ etabliert hat, wird dieser im Folgenden verwendet. Eine Erhöhung der Effizienz im ökonomischen Sinne ist aber mit einer gesteigerten N-Produktivität nicht immer verbunden.

zur Zielerreichung weitgehend selbst zu wählen, und zwar auch solche, die zumeist aufgrund mangelnder Kontrollierbarkeit der erwünschten Handlungen nicht als Agrarumweltmaßnahme umsetzbar sind. Dadurch wird zum einen die Effizienz der Zielerreichung erhöht, weil die in jeder Einzelsituation effizientesten organisatorisch-technischen Maßnahmen gewählt werden können. Zum anderen fördert dies einen Lernprozess bei den Landwirten, die durch Anwenden verschiedener Maßnahmen und Beobachten der Ergebnisse die Prozesse optimieren können. Schließlich kann diese selbstständige Verfolgung der Umweltziele auch die Motivation der Landwirte fördern, die N-Überschüsse zu senken.

In Sachsen-Anhalt, Thüringen und Brandenburg werden seit 2009 bzw. 2010 bereits ergebnisorientierte Maßnahmen zur Reduzierung der N-Überschüsse umgesetzt. Allerdings besteht angesichts des aktuellen Maßnahmendesigns und der Bewertung von Einzelschlägen in Ackerbaubetrieben noch ein Weiterentwicklungspotenzial, insbesondere im Hinblick auf tierhaltende Betriebe und die Betrachtung des Gesamtbetriebs. Im EU-LIFE-Projekt „WAgriCo“ wurde bereits eine Honorierungsmaßnahme in Niedersachsen entwickelt (OSTERBURG und SCHMIDT, 2008), die sich auf tierhaltende Betriebe richtet, die aber noch nicht außerhalb des Projekts umgesetzt und weiterentwickelt wurde. Aufgrund der geringen Erfahrungen mit ergebnisorientierten Honorierungen der Erhöhung der N-Effizienz kann hier kein vollständig ausgereiftes Konzept vorgeschlagen werden. Vielmehr wird empfohlen, unter Berücksichtigung der Erfahrungen in den vorgenannten Bundesländern, eine praxisnahe Entwicklung dieser Maßnahmen vorzunehmen. Es wird empfohlen, die Maßnahmenerprobung in viehhaltenden Betrieben innerhalb von Zielkulissen der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) zu beginnen, in denen N-Überschüsse reduziert werden müssen. Damit erhöht sich die Zielgenauigkeit der Maßnahme, und Mitnahmeeffekte können eingegrenzt werden.

Schlüsselelement dieser Maßnahme sind die Zielwerte der N-Bilanzen. In ganz Deutschland müssen die N-Überschüsse, basierend auf der DüV, auf 60 kg N/ha pro Jahr im Dreijahresmittel begrenzt werden. Der Stand der Einhaltung dieser Vorgabe ist nicht genau bekannt. Eine Studie von OSTERBURG (2007) weist aber darauf hin, dass diese Anforderung an den N-Bilanzüberschuss von vielen landwirtschaftlichen Betrieben, insbesondere solchen mit intensiver Tierhaltung, noch nicht erreicht wird. Betriebe mit optimiertem Düngemanagement können den maximalen N-Bilanzüberschuss von 60 kg/ha weiter unterschreiten. Demnach bestehen noch Anpassungsspielräume, den N-Bilanzüberschuss im Rahmen freiwilliger Maßnahmen weiter unter die ordnungsrechtliche Vorgabe zu senken. Zunächst sollte eine Unterschreitung der Zielwerte der DüV um z.B. 20 kg N (statt max. 60 nur 40 kg N-Überschuss/ha) mit einem pauschalen Betrag honoriert werden. Ein noch stärker zielgerichteter Indikator als die N-Bilanz, der bei einer Weiterentwicklung der Maßnahme beachtet werden sollte, ist die N-Ausnutzung bzw. N-Produktivität. Durch deren Betrachtung fließt neben der lokalen Umweltwirkung auch die für die Klimaperspektive besonders relevante Umweltwirkung je Produkteinheit in die Bewertung ein. Gleichzeitig wird einer Verlagerung von Emissionen durch Wirtschaftsdüngerexporte in andere

Betriebe bei möglicherweise gleichbleibend schlechter N-Produktivität vorgebeugt. Durch die Honorierung anhand der N-Ausnutzung wird ein Anreiz gesetzt, Wirtschaftsdünger-N im eigenen Betrieb besser zu verwerten, statt ihn zur Senkung der N-Bilanz in andere Betriebe zu exportieren. Ein Anreiz zum Wirtschaftsdüngerexport, wie er bei der Bewertung der N-Bilanz besteht, ist kritisch zu sehen, da die N-Verwertung im aufnehmenden Betrieb nicht immer sichergestellt wird. Der honorierten Senkung der N-Bilanz im geförderten Betrieb steht bei umfangreichem Wirtschaftsdüngerexport im ungünstigsten Fall eine entsprechende Erhöhung des N-Überschusses im Wirtschaftsdünger aufnehmenden (nicht geförderten) Betrieb gegenüber (OSTERBURG und SCHMIDT, 2008).

Der ebenfalls diskutierte Indikator des N-Sollwertes, der die Einhaltung der Düngeempfehlungen abzüglich eines prozentualen Abschlags bewertet, ist hingegen nur eingeschränkt als Zielindikator für eine ergebnisorientierte Maßnahme geeignet. Zum einen ist die Wirksamkeit der Einhaltung von Düngeempfehlungen schwerer zu beurteilen als die direkt wirksamen Überschüsse bzw. die Ausnutzung des Stickstoffs. Zum anderen ist in Niedersachsen davon auszugehen, dass eine große Anzahl von Betrieben aufgrund niedrigerer Ertragserwartungen eher unter dem von der Landwirtschaftskammer vorgegebenen Sollwert düngt. Somit ist mit hohen Mitnahmeeffekten und geringer Maßnahmenwirksamkeit zu rechnen. Schließlich ist kurzfristig ein Konflikt mit der EU-Kommission nicht auszuschließen, da der Nachweis der Wirksamkeit über die ordnungsrechtlich verbindlichen N-Bilanzobergrenzen hinaus kaum zu führen sein dürfte. Da gemäß DüV nicht die Einhaltung von Düngeempfehlungen, sondern die Höhe des N-Saldos ordnungsrechtlich bewertet wird, muss bei Anwendung eines Honorierungsansatzes auf Basis der Sollwertmethode immer auch eine Überprüfung des N-Saldos erfolgen. Mittelfristiges Konfliktpotenzial entsteht, da die Kommission aus diesem Vorgehen schließen könnte, dass Düngungsobergrenzen auch in Deutschland durchsetzbar und sinnvoll sind, und die Bilanzobergrenzen nach DüV ersetzen sollten, wie dies bereits in Belgien, Dänemark und den Niederlanden der Fall ist. Dies entspricht aber nicht der deutschen Umsetzung der Nitratrichtlinie in der DüV, die eine Bewertung der guten fachlichen Praxis der Düngung anhand der Nährstoffsalden vornimmt.

Die Zielerreichung sollte letztlich über plausibilisierte Flächenbilanzen, wie oben im Absatz zur konsequenten Gestaltung des Vollzugs beschrieben, oder über Hoftorbilanzen dokumentiert werden, da besonders bei Futterbaubetrieben eine Überschätzung der Nährstoffabfuhr die Bilanzergebnisse verzerren kann. Zudem sollte eine Weiterentwicklung der Naturalbuchhaltung die Transparenz der Produktion verbessern. Bei den bestehenden Maßnahmen gibt es zusätzliche Anforderungen, die als Mindestvoraussetzungen für ein effizientes Nährstoffmanagement angesehen werden können und dem Monitoring dienen (z. B. Untersuchungen des Nmin-Gehaltes des Bodens im Frühjahr). In einigen der oben genannten Länder ist zusätzlich die Teilnahme an Trainingsmaßnahmen verpflichtend, was den Charakter der Maßnahme als Lernprozess unterstreicht. Hier wird empfohlen, die Honorierungsmaßnahme mit Beratung und Bildungsmaßnahmen zu begleiten, mittels derer Schwachstellen und Potenziale der Betriebe identifiziert werden, und über die neue

Erkenntnisse vermittelt werden können. Des Weiteren sollte die Maßnahme zu einer stärkeren Effizienz- bzw. Produktivitätsbetrachtung hin weiterentwickelt werden und auch Anreize zur Verminderung anrechenbarer Verluste im Wirtschaftsdüngermanagement schaffen. Für die Weiterentwicklung und Bewertung der Maßnahme ist es nötig, die Bilanzen in anonymisierter Form für die Beratung und wissenschaftliche Analysen zugänglich zu machen. Zu diesem Zweck ist es zu empfehlen, wie in den bereits bestehenden Maßnahmen in den genannten Bundesländern üblich, die Bilanzen von allen AUM-Teilnehmern mit einem ausgewählten Computerprogramm erstellen und an die Behörde übermitteln zu lassen.

Diese Maßnahme ist mit einem relativ hohen Kontrollaufwand und mit öffentlichen Ausgaben für die Honorierung der Leistungen verbunden. Als Höhe der Honorierung kann in Anlehnung an die Erfahrungen in Thüringen, Sachsen-Anhalt und Brandenburg näherungsweise von 2 € je eingespartem Kilogramm Stickstoff gerechnet werden. Würde man beispielsweise von einer Reduzierung um ca. 10.000 t N jährlich ausgehen, würde dies das Land 20 Mio. € kosten. Für den Abbau von Stickstoffbelastungen innerhalb der Maßnahmenkulisse für den Grundwasserschutz zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Niedersachsen wird davon ausgegangen, dass N-Überschüsse in Höhe von 19.000 bis 26.500 t p. a. reduziert werden müssen (WAgriCo-Report, 2008). Eine Überschussreduzierung um ca. 10.000 t N innerhalb der WRRL-Maßnahmenkulisse für den Grundwasserschutz würde also gleichzeitig in erheblichem Umfang zur Umsetzung der festgelegten Wasserschutzziele beitragen. Der zusätzliche Kontrollaufwand betrüge bei einer Kontrolldichte von 10 % der Betriebe etwa 200.000 €/Jahr. Dies beinhaltet Vor-Ort-Kontrollen, bei denen qualifiziertes Personal Indizien für die Richtigkeit der Bilanzen untersucht (z. B. Belege über Wirtschaftsdünger- und Bodenuntersuchungen, Zu- und Verkauf von Betriebsmitteln, Feldbegehungen) und bei Bedarf beratend tätig wird. Bei diesen Kontrollen sollten Synergieeffekte mit anderen Kontrollbereichen genutzt werden. Damit ergeben sich Kosten von ca. 115 € je eingesparter Tonne CO_2. Die alleinige Zuweisung der Kosten zu der THG-Einsparung ist allerdings nicht korrekt, da gleichzeitig Zielbeiträge zum Wasserschutz und andere positive Effekte erreicht werden. Außerdem dürfen die Kosten nicht nur der aktuellen Überschussminderung der AUM-Teilnehmer zugerechnet werden. Es muss davon ausgegangen werden, dass die Teilnehmer durch den Lernprozess auch langfristig Maßnahmen zur Reduzierung der Emissionen ergreifen werden und dass die Teilnehmer als Multiplikatoren agieren, die ein höheres Engagement im Bereich der N-Effizienz auch in anderen Betrieben befördern. Diese Annahmen sollten allerdings im Verlauf der Entwicklung und Anwendung des Instrumentes überprüft werden.

Investitionsförderung

Im Bereich der Düngung kann die Investitionsförderung die Umsetzung besonders kostenintensiver Maßnahmen fördern, um sie für die Akteure wirtschaftlich oder ordnungsrechtliche Auflagen zumutbarer zu machen.

Dies betrifft im ordnungsrechtlichen Bereich vor allem die Schaffung von Kapazitäten für die **Wirtschaftsdüngerlagerung**. Ein Teil dieser Kosten könnte über Investitionsförde-

rung vom Staat übernommen werden. Eine partielle, indirekte Förderung besteht bereits über das Agrarinvestitionsförderungsprogramm (AFP), da die Erhöhung der Produktionskapazität von Schweineställen an ein Lager mit neunmonatiger Lagerkapazität und Abdeckung gebunden ist.

Im Bereich der Fördermaßnahmen zur effizienten Düngung kann es sinnvoll sein, **Techniken zur teilflächenspezifischen Düngung** (s. Kap. 9.2) in Kombination mit Präzisionstechnik im Pflanzenschutz zu fördern. Eine Förderung der Technik ist grundsätzlich denkbar, weil sie langfristig zwar durchaus Kosteneinsparungen für Landwirte ermöglichen kann, die aber zum Zeitpunkt der hohen Investitionen nicht garantiert sind und sehr gering ausfallen können (WERNER et al., 2008; GANDORFER et al., 2010). Die kritische Einschätzung der Landwirte zeigt sich in den Adoptionsraten der vielversprechenden Technik, die in Deutschland ebenso wie in den USA, Großbritannien und Dänemark hinter den Erwartungen zurück geblieben sind (mehrere Studien, zitiert in REICHARDT et al., 2009). Der gesellschaftliche Nutzen (potenzielle Kosteneinsparungen und Vermeidung von THG-Emissionen und anderen Umweltproblemen) ist grundsätzlich höher anzusehen als der Nutzen, der damit für die Landwirte verbunden ist, und würde die Investitionen in die Technik und damit auch eine Förderung derselben rechtfertigen (WERNER et al., 2008). Eine Investitionsförderung ist einer Flächenförderung vorzuziehen, da die größte Hürde die hohen Einstiegskosten sind und nicht die dauerhafte Anwendung (ebd.). Zudem bleibt gegenüber fünfjährigen Agrarumweltmaßnahmen der Vorteil, dass nach Ablauf dieser Zeit weiterhin ein Anreiz besteht, die vorhandene Technik einzusetzen. Die Investitionsförderung passt auch dahingehend, dass die Landwirte generell ihre eigene Präzisionstechnik anwenden und nicht Maschinen leihen oder Lohnunternehmer beauftragen möchten (Befragungen von REICHARDT und JÜRGENS, 2009; REICHARDT et al., 2009). Da es große Unterschiede in der Wirksamkeit der Präzisionstechnik in Hinblick auf die Umweltwirkungen gibt, ist bei der Ausgestaltung der Förderung darauf zu achten, dass nur die effektiven Techniken gefördert werden. Außerdem können diese Investitionen auch mit solchen verbunden sein, die einige Landwirte von sich aus tätigen würden. Daher ist eine Abgrenzung auch zu diesen Fällen notwendig, um Mitnahmeeffekte zu vermeiden. Ein gelegentlich genanntes Argument gegen die Förderung ist, dass besonders in den Ackerbauregionen Niedersachsens, in denen es geringere Probleme mit N-Emissionen gibt, Interesse an dieser Technik besteht und nicht in den Regionen mit hohen Viehdichten und häufig erheblichen Problemen bzgl. N-Emissionen. Allerdings bezieht sich dieses Argument hauptsächlich auf den Gewässerschutz. Für die Klimawirkung spielt es keine und für die Ammoniakproblematik nur bedingt eine Rolle, an welchem Ort die Emissionen entstehen. Die Förderung könnte über das AFP implementiert werden, wenn die Förderung von Investitionen in Maschinen dort wieder aufgenommen werden würde (s. o.). Aufgrund des bereits etablierten Prozesses würden verhältnismäßig geringe zusätzliche Transaktionskosten anfallen. Es wäre sinnvoll, ergänzend die Informationsverbreitung, z. B. durch Aufnahme in Lehrpläne an Berufsschulen, zu fördern, da eine Adoptionshürde mangelndes Wissen bei einigen Landwirten ist (WERNER et al., 2008). Da darüber hinaus noch Hemmnisse im Anwendungsbereich bestehen, vor allem die mangelnde Entwicklung von Algorithmen

und Entscheidungshilfen, gehört auch die Förderung von Forschung und Entwicklung zu einer Förderungsstrategie (WAGNER et al., 2005; GANDORFER et al., 2010; SPIERTZ, 2010).

Das **Agrarinvestitionsförderungsprogramm** dient in erster Linie der Verbesserung der Wettbewerbsfähigkeit und ergänzend der Verbesserung des Tierschutzes und der Tierhygiene. Die geförderten Investitionen finden dementsprechend vorwiegend im Bereich der Tierproduktion statt. Es werden somit öffentliche Gelder in einen Wirtschaftssektor investiert, der neben seinem Beitrag zur Wertschöpfung auch maßgeblich in einigen Regionen zu Umweltproblemen führt. Daher wäre es aus Sicht der Gesellschaft sinnvoll, diese Investitionen mit Anforderungen an den Umwelt- und Klimaschutz zu verknüpfen und entsprechende Techniken zu fördern, was allerdings bisher nur sehr eingeschränkt der Fall ist. Derzeit werden vorwiegend Gebäudeinvestitionen wie Stallbauten gefördert. Dabei bestehen keine über das Ordnungsrecht hinausgehende Auflagen für den Klimaschutz. Von rund 160 Mio. €, die von 2007 bis 2009 über das AFP als Fördermittel ausgegeben wurden, gingen 75 % in die Rinder- und Milchviehhaltung und über 90 % in die wertschöpfungsintensive Tierhaltung insgesamt (inkl. Veredlung von Mastschweinen und Geflügel; EBERS und FORSTNER, 2010). Maßnahmen, die der Energieeinsparung und Emissionsminderung dienen, können über ein Punktesystem in der Bewilligungsreihenfolge berücksichtigt werden. Investitionen in moderne Maschinen, mit denen THG-Emissionen vermieden werden können, werden nicht gefördert, da bei der Maschinenförderung allgemein zu große Mitnahmeeffekte festgestellt wurden. Bei einer genau konkretisierten, gezielten Förderung von Techniken zum Präzisionslandbau könnten diese Mitnahmeeffekte aber deutlich verringert werden. Auch die Förderung der Lagerkapazität für Wirtschaftsdünger, unabhängig von der Erhöhung der Produktionskapazität, wäre zielführend. Für diese Maßnahmen müsste die Mindestfördersumme von 20.000 € verringert werden. An die Förderung von Stallbauten könnten erhöhte Anforderungen, z. B. an die Energieeffizienz und die Wirtschaftsdüngerlagerung, gestellt werden. Auch eine Bindung an den oben genannten Klimacheck bei einer Investitionsförderung kann zum Klimaschutz beitragen. Damit könnten die bisherigen Ziele der Förderung mit den gesellschaftlichen Zielen des Klimaschutzes und der Ressourceneffizienz harmonisiert werden.

Forschung und Entwicklung

Im Bereich Forschung und Entwicklung wird neben der o. g. Begleitforschung zu den Maßnahmen AUM, Klimacheck und ergebnisorientierte Honorierung zur N-Effizienz ein **Pilotprojekt zur Bestimmung der Backweizenqualität** und Optimierung der Qualitätsdüngung empfohlen (s. Kap. 9.1). Ziel ist die Erforschung und Entwicklung von Rahmenbedingungen in der Backweizenwertschöpfungskette, welche es ermöglichen, die technischen Möglichkeiten zu einer reduzierten Qualitätsdüngung zu nutzen. Die preisliche Bewertung von Backweizen ist derzeit an den Rohproteingehalt (RP-Gehalt) des Weizens gebunden. Ein hoher RP-Gehalt wird durch eine erhöhte N-Zufuhr in der späten Gabe, der sogenannten Qualitätsdüngung, ermöglicht. Die benötigte Backqualität einiger moderner Sorten kann auch bei niedrigeren RP-Gehalten erreicht werden, weshalb die gedüngte N-Menge reduziert werden könnte. Dies findet im Handel noch keine Beachtung. Technische

Methoden für die Schnellerfassung der Backqualität, unabhängig vom RP-Gehalt, existieren nicht, jedoch kann eine Sortenprüfung ersatzweise zur Bewertung herangezogen werden. Das MAX RUBNER-INSTITUT führt gemeinsam mit anderen Instituten Forschungsarbeiten zur Weiterentwicklung technischer Aspekte (Sortenschnelltestverfahren, Düngungsoptimierung) in diesem Kontext durch, nicht aber zu den Fragen der institutionellen Umsetzung, d. h. zu den Regeln und der Organisation der Wertschöpfungskette, die für die Umsetzung nötig wären. Im Pilotprojekt sollen Regeln entwickelt werden, die eine veränderte Wertermittlung von Backweizen und eine Überprüfung der Wirksamkeit in Hinsicht auf die Stickstoffdüngung und Backqualität ermöglichen. Die benötigten Regeln betreffen zum einen Organisation und Logistik und zum anderen die Verteilung von Aufwand und Nutzen. Zu diesem Zweck sollte eine wissenschaftliche Vorarbeit mit Analysen zu den organisatorischen Aspekten, den Akteuren (Landwirte, Händler, Mühlen, Bäcker) mit ihren Interessen und zu den bestehenden formellen und informellen Regeln durchgeführt werden. Die Erkenntnisse daraus fließen in einen Prozess ein, in dem die Akteure an der Konzeption der Umsetzung im Pilotprojekt beteiligt sind. Damit soll ein tragfähiges Gerüst für den Anbau, den Handel und die Verarbeitung in der zweiten Projektphase, d. h. im zweiten und dritten Projektjahr, geschaffen werden. Durch Begleitforschung und runde Tische mit allen Akteuren können die Regeln und die Logistik während der Projektlaufzeit verfeinert und verbessert werden. Parallel sollte von Anfang an eine Überwachung der Sortenangaben, der Düngung und der Backqualität stattfinden, sodass geklärt werden kann, ob die gewählten Strategien erfolgreich sind. Darüber hinaus sind Bemühungen in der Sortenforschung nötig, die jedoch in gesonderten Projekten angegangen werden müssten.

Schließlich soll eine Grundlage für eine Weiterführung der Praktiken in der Projektregion und die Einführung in anderen Regionen vorbereitet werden, um das Potenzial der Umstellung zur Reduzierung von Treibhausgasemissionen und anderen Umweltbelastungen aus einer hohen Qualitätsdüngung im Weizen zu nutzen. Hier kann Niedersachsen als eines der führenden Bundesländer in der Weizenproduktion und mit günstigen Voraussetzungen (Verbreitung der Sortennachweiskarte) eine Vorreiterrolle übernehmen. Die Kosten des Pilotprojekts können an dieser Stelle nicht genau geschätzt werden. Generell bedarf es in der Umstellungsphase der Backweizenbeurteilung Investitionen in den Wissenstransfer, die Logistik und die Entwicklung von Regeln. Schließlich hat die Maßnahme jedoch das Potenzial, dauerhaft die Kosten der Weizenproduktion zu senken, da bei dem Preisniveau von 2008/2009 21 bis 42 €/ha für Dünger, also 6 bis 11 Mio. € in ganz Niedersachsen, eingespart werden können.

Marktinstrumente

Marktwirtschaftliche Instrumente müssen zumindest auf Bundesebene abgestimmt werden, vorzugsweise aber auf Ebene des EU-Binnenmarktes. Sie sollen dennoch kurz erläutert werden. Für eine vertiefte Diskussion siehe SCHLEEF (1999) und SCHEELE et al. (1993).

Eine **Stickstoffsteuer** zielt darauf ab, die externen Kosten der Anwendung des Stickstoffdüngers zu internalisieren. Das heißt, die gesellschaftlichen Kosten der N-Düngeranwendung werden durch die Steuer auf den N-Preis aufgeschlagen. Theoretisch ergibt sich dadurch eine gesellschaftlich optimale Menge an N-Einsatz. In der Realität ist diese optimale Stickstoffsteuer aber nicht bestimmbar. Die Eigenpreiselastizität von N-Dünger ist sehr niedrig. Die Steuern müssten demnach sehr hoch sein, um einen Effekt zu erzielen. Und dieser Effekt würde vor allem Marktfruchtbetriebe betreffen, da diese besonders stark vom zugekauften N-Mineraldünger abhängen, aber grundsätzlich weniger N-Überschussprobleme haben. Gerade Betriebe mit einem hohen Wirtschaftsdüngeraufkommen würden mit einer Steuer auf N-Mineraldünger kaum erreicht werden. Außerdem müsste dieses Instrument idealerweise auf europäischer Ebene abgestimmt werden, um die Umgehung der Reglementierung durch Düngerimporte aus Nachbarländern zu vermeiden. Dies erschwert eine Umsetzung zusätzlich und vermindert auch die Einflussmöglichkeiten Niedersachsens. Damit ist dieses Instrument trotz seines verhältnismäßig niedrigen Verwaltungsaufwandes nicht vielversprechend.

Eine **Stickstoffabgabe** kann, sehr ähnlich wie die Steuer, als ein **Preisaufschlag auf den Mineraldünger** oder als Abgabe auf Wirtschaftsdüngeranfall umgesetzt werden. Der Unterschied besteht dann darin, dass die Abgabe zweckgebunden ist und z. B. wieder in die Landwirtschaft fließen muss, was einen zusätzlichen Verwaltungsaufwand bedeutet. Eine **Abgabe** kann aber auch **auf N-Überschüsse** erhoben werden. Auch hierbei ist die optimale Höhe der Abgabe schwierig zu bestimmen. Vorteile gegenüber der Abgabe oder Steuer auf Mineraldünger sind, dass sie genau auf die problematischen N-Überschüsse abzielen anstatt den Mineraldüngereinsatz oder Wirtschaftsdüngeranfall per se zu belasten. Eine Überschussabgabe trifft nur die landwirtschaftlichen Betriebe, die im Hinblick auf die Umweltbelastungen als problematisch anzusehen sind. Die Umsetzung einer Abgabe auf N-Überschüsse ist aber aufgrund des hohen Kontrollaufwandes problematisch. Immerhin könnte man hier an die Überschussbegrenzungen nach DüV und deren Kontrolle anschließen. Letztlich muss jedoch bedacht werden, dass eine finanzielle Belastung der Überschüsse einen entsprechenden Anreiz bieten, die Bilanzen zu beschönigen. Von daher ist eine justiziable Erfassung der Bilanzen nur schwer möglich.

16.2.3 Erhaltung von Dauergrünland und umbruchlose Grünlanderneuerung

Für Regelungen und Anreize, einen Umbruch von Dauergrünland zu verhindern, kommen in Niedersachsen das Fachrecht (Natur- und Wasserschutz), Cross Compliance sowie Zahlungen für AUM und freiwillige Vereinbarungen zum Wasserschutz zum Einsatz (tabellarische Übersicht siehe Tabelle 16.2-1). Die meisten dieser Instrumente stellen hierbei nicht den Klimaschutz in den Vordergrund.

Tabelle 16.2-1: Bestehende Instrumente zum Schutz vor Umwandlung von Dauergrünland zu Ackerland

Politikmaßnahme	Ausgestaltung in Niedersachsen
Fachrecht	**Naturschutz**: - GfP nach § 5(2) BNatSchG: Auf erosionsgefährdeten Hängen, in Überschwemmungsgebieten, auf Standorten mit hohem Grundwasserstand sowie auf Moorstandorten ist ein Grünlandumbruch zu unterlassen - Keine Zerstörung oder erhebliche Beeinträchtigung besonders geschützter Biotope und besonders geschütztem Feuchtgrünland. - Schutzgebietsverordnungen können in weiteren geschützten Gebieten (z. B. in Naturschutzgebieten (NSG)) Grünlandumbruch untersagen. Für erhebliche Erschwernisse oder Beschränkungen werden Ausgleichszahlungen gewährt (Erschwernisausgleich) (22 €/ha und Jahr bei Verbot der Umwandlung von Grünland in Ackerland) - Verbot erheblicher Verschlechterungen in Natura 2000-Gebieten (BNatSchG § 33) **Wasserschutz**: - Wasserschutzgebiete Zone II: Umbruchverbot von Grünland zur Nutzungsänderung Zone III: Umbruchverbot zu Ackerland für Grünland, das aufgrund seiner natürl. Standortgegebenheiten keinen ordnungsgemäßen Ackerbau zulässt („absolutes Grünland“); Genehmigungspflicht, falls Fläche Ackerbau zulässt („fakultatives Grünland“) - Überschwemmungsgebiete und Gewässerrandstreifen (5 m Breite an Gewässern 1. und 2. Ordnung): Umwandlung von Grünland in Ackerland ist untersagt
Cross Compliance	Aufgrund der Abnahme des Dauergrünlandanteils um landesweit mehr als 5% besteht in Niedersachsen seit 22.10.2009 Genehmigungspflicht für die Umwandlung von Dauergrünland in Ackerland. (Voraussetzung ist die Neuanlage von Dauergrünlandfläche als Ersatz; Genehmigung kann auch ohne diese Verpflichtung erteilt werden, wenn dies im Einzelfall zu einer nicht beabsichtigten Härte führen würde und der Umbruch für die Erhaltung eines bestehenden landwirtschaftlichen Betriebs zwingend erforderlich ist.)
Freiwillige Fördermaßnahmen	Agrarumweltmaßnahmen und Zahlungen in benachteiligten Gebieten sind überwiegend auf Grünland konzentriert u. bieten so Anreize zu dessen Erhalt u. Weiterbewirtschaftung. Betrieblicher Flächenumfang von Dauergrünland darf bei Teilnahme an vielen flächenbezogenen AUM nicht reduziert werden Niedersächsisches und Bremisches Agrarumweltprogramm – NAU: B0 - Klima schonende Grünlandbewirtschaftung der gesamten Dauergrünlandflächen eines Betriebes.

1) Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG vom 29. Juli 2009.
2) § 30 BNatSchG und § 24 Niedersächsisches Ausführungsgesetz zum Bundesnaturgesetz (NAGBNatSchG) vom 19. Februar 2010
3) Verordnung über Schutzbestimmungen in Wasserschutzgebieten (SchuVO-Nds. GVBl. Nr. 11/1995.
4) Wasserhaushaltsgesetz (WHG) vom 31. Juli 2009 und Niedersächsisches Wassergesetz (NWG) vom 19. Februar 2010.
5) Verordnung zur Erhaltung von Dauergrünland vom 06. Oktober 2009

Ordnungsrechtliche Auflagen zum Schutz von Dauergrünland bestehen im Bereich Natur- und Wasserschutz. Grundsätze der guten fachlichen Praxis (GfP) sind auch in § 17 des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG) enthalten. Sie fordern die nachhaltige Sicherung der Bodenfruchtbarkeit und Leistungsfähigkeit des Bodens als natürliche Ressource, sind jedoch nicht direkt bußgeldbewehrt und geben keine konkreten Vorgaben zur Grünlandnutzung.

Das Bundesnaturschutzgesetz schreibt im Rahmen der guten fachlichen Praxis (GfP) vor (BNatSchG § 5 (2)), dass auf erosionsgefährdeten Hängen, in Überschwemmungsgebieten, auf Standorten mit hohem Grundwasserstand sowie auf Moorstandorten ein Grünlandumbruch zu unterlassen ist. Diese Regelung gilt seit Inkrafttreten des neuen BNatSchG unmittelbar in den Bundesländern. Sie ist nicht direkt bußgeldbewehrt. Mittelbar kann die GfP jedoch Wirkung entfalten in Verbindung mit der Eingriffsregelung: Management im Rahmen der GfP gilt ausdrücklich nicht als Eingriff. Im Umkehrschluss könnte ein Umbruch von Dauergrünland auf den o. g. Standorten als Eingriff gesehen werden. Nach § 5 des Niedersächsischen Ausführungsgesetzes zum Bundesnaturschutzgesetz (NAGBNatSchG) vom 19.02.2010, das Zusätze und Abweichungen vom BNatSchG festlegt, werden Veränderungen der Gestaltung oder Nutzung von Grundflächen und Veränderungen des mit der belebten Bodenschicht in Verbindung stehenden Grundwasserspiegels, die nicht von einer Behörde durchgeführt werden und die keiner behördlichen Zulassung oder Anzeige nach anderen Rechtsvorschriften bedürfen, abweichend vom BNatSchG nicht als Eingriff definiert. Weiterhin übernimmt das NAGBNatSchG ausdrücklich nicht die Regelung aus dem BNatSchG, dass eine Ordnungswidrigkeit vorliegt, wenn ein Eingriff in Natur und Landschaft ohne Genehmigung vorgenommen wird. Das heißt: Im niedersächsischen Naturschutzrecht wird an keiner Stelle die Verletzung des pauschalen Umbruchverbots im Rahmen der GfP für Dauergrünland auf erosionsgefährdeten Hängen, in Überschwemmungsgebieten, auf Standorten mit hohem Grundwasserstand sowie auf Moorstandorten als ein möglicher Eingriff konkretisiert und damit vollzugsfähig gemacht. Falls im konkreten Fall keine anderen Rechtsvorschriften bestehen, die einen Grünlandumbruch begrenzen, ist die Durchsetzung der GfP nur auf freiwilliger Basis zu erreichen.

Für die o. g. Standorte wird nur für Überschwemmungsgebiete das Verbot einer Umwandlung von Grünland in Ackerland konkretisiert. Aufgrund gesetzlicher Vorschriften im Bereich Wasserschutz ist in festgesetzten Überschwemmungsgebieten sowie Gewässerrandstreifen die Umwandlung von Grünland in Ackerland untersagt. Weitere Regelungen im Wasserschutz betreffen Wasserschutzgebiete (WSG). In Niedersachsen bestehen hierzu landesweite Mindeststandards durch die Verordnung über Schutzbestimmungen in Wasserschutzgebieten (SchuVO). In der Zone II von WSG ist ein Grünlandumbruch zur Nutzungsänderung untersagt. In Zone III besteht ein Umbruchverbot zu Ackerland für Grünland, das aufgrund seiner natürlichen Standortgegebenheiten keinen ordnungsgemäßen Ackerbau zulässt („absolutes Grünland“) und eine Genehmigungspflicht, falls die Fläche Ackerbau zulässt („fakultatives Grünland“). In Zone III besteht zudem eine Genehmi-

gungspflicht für einen Umbruch zur Grünlanderneuerung. Ausgleichszahlungen für eine Beschränkung auf umbruchlose Grünlanderneuerung werden i. d. R. nur gewährt, wenn Ertragsverluste durch eine unebene Oberfläche vorliegen, die dabei gleichzeitig beseitigt werden soll (s. LWK Niedersachsen. Blaubuch – Erntejahr 2010).

Es gibt zudem eine Reihe naturschutzfachlicher Kulissen, in denen Grünlandumbruch limitiert sein kann:

– Besonders geschützte Biotope (unter ihnen Hochmoore, Magerrasen, Bergwiesen und Salzwiesen) und besonders geschütztes Feuchtgrünland dürfen nicht zerstört oder erheblich beeinträchtigt werden.
– In Naturschutzgebieten (NSG) sind Handlungen, die zu einer Zerstörung, Beschädigung oder Veränderung des Gebietes führen, verboten. Konkretisiert wird diese Aussage per gebietsspezifischer Rechtsverordnung. Analog gilt dies auch für Landschaftsschutzgebiete (LSG), in denen jedoch lediglich Handlungen untersagt sind, „die den Charakter des Gebietes verändern oder dem besonderen Schutzzweck zuwiderlaufen“. In LSG besteht nur in Einzelfällen ein striktes Verbot, Grünland in Ackerland umzuwandeln, während in NSG dies in der Regel untersagt ist. Die Großschutzgebiete (Biosphärenreservate, Nationalparke, Naturparke) enthalten in Teilen NSG und LSG, weshalb innerhalb dieser Gebiete i. d. R. unterschiedliche Auflagen gelten. Auch Einschränkungen des Grünlandumbruchs zur Grünlanderneuerung sind möglich.

Die streng naturschutzfachlich geschützten Gebiete (NSG, streng geschützte Bereiche der Nationalparke und des Biosphärenreservats „Niedersächsische Elbtalaue“) umfassen 8,7 % der Fläche Niedersachsens.[4]

Für erhebliche Erschwernisse oder Beschränkungen der wirtschaftlichen Bodennutzung auf Grünlandgrundstücken über die gute fachliche Praxis hinaus in NSG, Nationalparken, im Gebietsteil C des Biosphärenreservats „Niedersächsische Elbtalaue“ und besonders geschützten Biotopen und Feuchtgrünland werden Ausgleichszahlungen gewährt (Erschwernisausgleich).[5] Der Betrag zum Ausgleich eines Umwandlungsverbots von Grünland in Ackerland beläuft sich auf mindestens 22 €/ha und Jahr.[6] Für eine Beschränkung der Grünlanderneuerung fallen mindestens 33 €/ha und Jahr auf Mineralböden und 88 €/ha und Jahr auf Moorböden an. Der Erschwernisausgleich kann die Akzeptanz bei den Landwirten für die Ausweisung von Schutzgebieten einschließlich fachlich angemessener

[4] http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8353&article_id=46156&_psmand=26 (ohne besonders geschützte Biotope und besonders geschütztes Feuchtgrünland, die sich häufig mit diesen Kategorien überschneiden)

[5] Punktwerttabelle zum Erschwernisausgleich für Grünland (Stand: Dez. 2010).

[6] Umbruchverbote für Grünland werden nicht ausgeglichen, wenn es sich um erosionsgefährdete Hänge, Überschwemmungsgebiete, Standorte mit hohem Grundwasserstand oder Moorstandorte handelt.

Bewirtschaftungsstandards erhöhen. Im Jahr 2009 wurden 33 % des Grünlandes in der Kulisse für den Erschwernisausgleich gefördert (REITER und SANDER, 2010).

Natura 2000-Gebiete stellen keine Schutzkategorie nach deutschem Naturschutzrecht dar. Sie werden i. d. R. zu geschützten Teilen von Natur und Landschaft nach einer der oben genannten Kategorien erklärt. Eine solche Erklärung kann unterbleiben, soweit für das Gebiet durch Rechtsvorschriften, Verwaltungsvorschriften, die Verfügungsbefugnis eines öffentlichen oder gemeinnützigen Trägers oder vertragliche Vereinbarungen (z. B. Vertragsnaturschutz) ein gleichwertiger Schutz gewährleistet ist. Der Schutzzweck, die Erhaltungsziele und die Maßnahmen zur Erreichung dieser Ziele sind abhängig vom jeweiligen Natura 2000-Gebiet. Der Schutzstatus und Ver- und Gebote in Natura 2000-Gebieten unterscheiden sich also von Schutzgebiet zu Schutzgebiet. Ein eindeutiges Umnutzungsverbot von Grünland in Natura 2000-Flächen besteht nur im Fall von Schutzgebietsverordnungen oder Einzelanordnungen, die dies auch verbindlich vorschreiben. Ansonsten ist eine Umwandlung von Grünland möglich, wenn „es dadurch nicht zur Verschlechterung des Erhaltungszustandes der im Gebiet vorkommenden Lebensraumtypen nach Anhang I und Arten nach Anhang II der FFH-Richtlinie bzw. für das Gebiet Wert gebender Vogelarten nach Anhang I der Vogelschutzrichtlinie kommt“ (PICKERT, 2008). Die Einschätzung der Erheblichkeit bestimmter Vorhaben ist jeweils eine Einzelfallentscheidung der zuständigen Naturschutzverwaltung auf Basis der Erhaltungsziele. Der Vollzug des Verschlechterungsverbots für Natura 2000-Gebiete ist allerdings aufgrund der fehlenden Detailfestlegungen für die Naturschutzbehörden problematischer als die Durchsetzung von ordnungsrechtlichen, auf die Erhaltungsziele abgestimmten Einzelverboten. Der Nachweis einer erheblichen Beeinträchtigung nach erfolgtem Grünlandumbruch kann sich insbesondere bei Umwandlung kleinerer Grünlandflächen oder bei fehlender Datengrundlage schwierig gestalten.

Auf Grünland, das nicht in eine dieser Schutzkategorien fällt, kann eine Umwandlung von Grünland in Ackerland im Rahmen des Fachrechts unter den jetzigen Regelungen nicht durchgesetzt werden. Dies betrifft pauschal erosionsgefährdete Flächen, Flächen mit hohem Grundwasserstand und Moorstandorte.

Laut dem deutschen Direktzahlungen-Verpflichtungsgesetz, das die EU-Auflagen zu **Cross Compliance** in deutsches Recht umsetzt, haben die Bundesländer (hier: Niedersachsen und Bremen) *„dafür Sorge zu tragen, dass auf dem Gebiet der jeweiligen Region der Anteil des Dauergrünlandes an der gesamten landwirtschaftlichen Fläche der jeweiligen Region, bezogen auf das Referenzjahr 2003, nicht erheblich abnimmt. Die Ermittlung dieses Anteils erfolgt nach Art. 3 der Verordnung (EG) Nr. 1122/2009…“*. Nimmt der Anteil um mehr als 5 % ab, wird eine weitere Umwandlung von Grünland in Ackerland genehmigungspflichtig. Vor dem Erreichen dieses Schwellenwertes ergeben sich keine Auflagen für Landwirte bezüglich des allgemeinen Grünlandschutzes. Bei einem Rückgang um mehr als 8 % kann, über 10 % muss eine Wiedereinsaat erfolgen (BMELV, 2006). Aufgrund der Abnahme des Dauergrünlandanteils um landesweit mehr als 5 % wurde in

Niedersachsen eine Dauergrünlanderhaltungsverordnung erlassen. Unabhängig von bisher bestehenden fachrechtlichen Auflagen besteht damit seit dem 22.10.2009 eine Genehmigungspflicht für die Umwandlung von Dauergrünland in Ackerland, die im Benehmen mit der zuständigen unteren Naturschutzbehörde gewährt wird. Voraussetzung für eine Genehmigung ist die Neuanlage einer Dauergrünlandfläche als Ersatz innerhalb von Niedersachsen oder Bremen. Eine Genehmigung kann auch ohne diese Verpflichtung erteilt werden, wenn dies im Einzelfall zu einer nicht beabsichtigten Härte führen würde und der Umbruch für die Erhaltung eines bestehenden landwirtschaftlichen Betriebs zwingend erforderlich ist. Eine Verlagerung von Grünland sowie ein Umbruch zur unverzüglichen Neuansaat sind weiterhin möglich, wenn dem Umbruch auf einer konkreten Fläche keine fachrechtlichen Verbote entgegenstehen und eine Ersatzfläche geschaffen wird. Weiterhin besteht die Möglichkeit für Flächennutzer, auf Direktzahlungen zu verzichten und damit nicht an Cross Compliance gebunden zu sein.[7] Aus Klimaschutzsicht stellt diese Regelung also bisher nicht sicher, dass Standorte mit hoher Kohlenstoffspeicherung verlässlich geschützt werden.

Seit dem 01.01.2011 bestehen in Deutschland zudem standortgebundene Standards zum Erhalt von wertvollem Dauergrünland unter Cross Compliance, die aufgrund von EU-Auflagen erlassen werden mussten: Relevant sind damit auch im Rahmen des Fachrechts bestehende Beschränkungen von Grünlandumbruch in Überschwemmungsgebieten, gesetzlich geschützten Biotopen und NSG. Ein neuer Schutzstatus für Dauergrünland ist durch diese Regelungen nicht entstanden.

Ab dem Jahr 2014 sind im Zuge der Neugestaltung der europäischen Agrarpolitik neue Regelungen bezüglich der Direktzahlungen zu erwarten. Aktuelle Vorschläge (Stand: 08.09.2011) sehen neben einer Basisprämie Zahlungen für klima- und umweltfreundliche Praktiken vor („greening“). Grundlage für die Gewährung beider Zahlungen ist u. a. der Erhalt der Grünlandfläche auf Betriebsebene im Umfang des Jahres 2014, die um höchstens 5 % abnehmen darf. Sollte diese Regelung verpflichtend für alle Landwirte werden, hängt ihre Wirkung für den Klimaschutz entscheidend davon ab, inwieweit umgebrochenes Grünland durch neu geschaffene Grünlandflächen ersetzt werden kann und inwieweit Ankündigungseffekte wirksam werden. Die Kulanz von 5 % eröffnet zudem neue Freiheitsgrade für die Umwandlung von Grünland. Die jetzige Dauergrünlanderhaltung nach Cross Compliance hat daher nur einen „Moratoriumscharakter“ und kann die langfristige Entwicklung nicht lenken. Als neuer zusätzlicher Standard unter Cross Compliance wird der Schutz von Feuchtgebieten und kohlenstoffreichen Böden einschließlich Pflugverbot vorgeschlagen. Auch für diesen Standard bedarf es eindeutiger Angaben, welche Flächen konkret betroffen wären.

[7] Zu prüfen wäre, wie Grünlandumwandlungen kontrolliert werden, die durch auslaufende Betriebe vorgenommen werden oder auf Flächen erfolgen, die nicht jedes Jahr im InVeKoS registriert sind.

Cross Compliance hat insofern eine begrenzte Wirkung, als dass Betriebe ohne Direktzahlungen nicht erreicht werden. Auflagen, die allein über Cross Compliance bestehen, können durch Ausgliederung von Flächen aus einem Betrieb und Verzicht auf die Betriebsprämie umgangen werden. Cross Compliance ist zudem abhängig von der zukünftigen Entwicklung der Direktzahlungen, d. h. wertvolle Grünlandstandorte, in diesem Fall Standorte mit hohem Kohlenstoffgehalt, müssen langfristig auf andere Weise gesichert werden.

Agrarumweltmaßnahmen und Zahlungen in benachteiligten Gebieten sind überwiegend auf Grünland konzentriert und bieten so Anreize zu dessen Erhalt und Weiterbewirtschaftung. Zudem darf der betriebliche Flächenumfang von Dauergrünland bei vielen flächenbezogenen AUM nicht reduziert werden. Dies bedeutet jedoch kein lagegenaues Umbruchverbot und bietet daher aus Klimaschutzsicht keinen verlässlichen Schutz des Bodenkohlenstoffs.

Speziell auf den Klimaschutz zielt die Agrarumweltmaßnahme B0 ab: „Klima schonende Grünlandbewirtschaftung der gesamten Dauergrünlandflächen eines Betriebes“. Die Maßnahme ist beschränkt auf Betriebe mit einer Milchquote von mind. 50.000 kg und beinhaltet den Verzicht auf Umwandlung in Ackerland sowie weitere Bodenbearbeitung, wobei eine Nachsaat im Schlitzverfahren, Walzen und Schleppen zulässig sind. Der Einsatz von Totalherbiziden ist nicht erlaubt. Zahlungen pro Jahr betragen 45 €/ha Dauergrünland (in geförderten Ökobetrieben 30 €).[8] Weitere freiwillige Fördermaßnahmen für eine umbruchlose Grünlanderneuerung finden sich im Kooperationsprogramm Naturschutz für naturschutzfachliche Kulissen mit Optionen zur Einschränkung der Grünlanderneuerung. Die Zahlungen richten sich nach der Tabelle zum Erschwernisausgleich. Auch in Verträgen zwischen Wasserversorgungsunternehmen und Landbewirtschaftern kann ein Ausgleich für das Vorschreiben einer umbruchlosen Grünlanderneuerung gewährt werden. In beiden Fällen steht der Klimaschutz nicht im Vordergrund, sondern kann ein positiver Nebeneffekt sein.

Vorteil von Fördermaßnahmen ist eine hohe Akzeptanz der Landbewirtschafter im Vergleich zu fachrechtlichen Auflagen. Wenn ein dauerhafter und verlässlicher Schutz von Grünland erreicht werden soll, bleibt die Wirkung von Fördermaßnahmen jedoch begrenzt, da eine Teilnahme nicht verpflichtend ist. Die Verträge sind zeitlich befristet und abhängig von der Sicherstellung einer langfristigen Finanzierbarkeit in angemessener Höhe. Sie konkurrieren mit attraktiven Bedingungen für eine Ackernutzung. Wenn nach Ablauf der Maßnahmen Grünland umgebrochen wird, ist der Schutzeffekt verloren.

[8] Zahlen zur Teilnahme wurden bisher noch nicht veröffentlicht.

Anpassungsmöglichkeiten von Instrumenten zum Erhalt von Dauergrünland

Aus Klimaschutzsicht bedarf es insbesondere eines verlässlichen Schutzes von Dauergrünland auf organischen Böden vor Umbruch. Fachrechtliche Einschränkungen der Umwandlung von Dauergrünland haben den Vorteil, verbindlich und langfristig Dauergrünland auf geschützten Standorten zu erhalten. Sie gelten flächendeckend. Entsprechende Regelungen müssen jedoch konkret und vollziehbar sein. Dies beinhaltet auch die eindeutige Festlegung von Kulissen. Für Standorte mit hohen Kohlenstoffvorräten ist dies bisher nicht gegeben. Ein weiterer Ansatzpunkt ist die Einführung von Genehmigungspflichten für den Ausbau oder die Erneuerung von Entwässerungseinrichtungen sowie die Flächenmelioration, z. B. durch Tiefenumbruch innerhalb bestimmter Kulissen.

Konkretisierung und Vollzug der GfP nach BNatSchG: Zur langfristigen Sicherung dieser Standorte, auch unabhängig von der Gewährung von Direktzahlungen, sollte die GfP nach Bundesnaturschutzgesetz im Niedersächsischen Naturschutzrecht konkretisiert werden: Analog zu Bundesländern wie Brandenburg oder Mecklenburg-Vorpommern sollte auch in Niedersachsen ein Grünlandumbruch mit Nutzungsänderung auf allen Moorstandorten und ggf. auf Flächen mit hohem Grundwasserstand als Eingriff definiert werden. Auch die GfP nach BBodSchG könnte im Hinblick auf den Klimaschutz konkretisiert werden, muss dann jedoch auch vollzugsfähig gestaltet werden.

Schutz von Dauergrünland auf organischen Böden durch Cross Compliance: Eine Anpassung des Fachrechts ist langwierig. Als erster Schritt wird daher die Einbindung eines Umbruchverbots von Dauergrünland auf diesen Flächen in sensiblen Kulissen (in diesem Fall organische Böden, Flächen mit hohem Grundwasserstand) in die Niedersächsische Verordnung zur Erhaltung von Dauergrünland empfohlen. Ein entsprechender Standard soll innerhalb von Cross Compliance ohnehin EU-weit ab 2014 gelten. Flächen ohne eindeutig bestimmbaren Status, etwa, weil sie im Jahr 2011 nicht im InVeKoS registriert waren, sollten pauschal als Grünland klassifiziert werden (vgl. auch SCHRAMEK et al., 2011).

Agrarumwelt- oder Vertragsnaturschutzmaßnahmen können gezielt in Kulissen angeboten werden. Aus Klimaschutzsicht wäre es denkbar, Maßnahmen zum Grünlanderhalt und zu einer umbruchlosen Grünlanderneuerung auf Böden mit hohem Kohlenstoffvorrat auszurichten. Die Sensibilität für eine umbruchlose Grünlanderneuerung kann zudem durch Beratung gefördert werden.

Zudem sollte die umbruchlose Grünlanderneuerung auf Niedermoorböden als alleinige gute fachliche Praxis festgeschrieben werden. Beratung zum Erhalt der Dauergrünlandnarbe soll verstärkt werden. Dies ist in Mecklenburg-Vorpommern im Moorschutzkonzept 2009 bereits vorgesehen.

Alle Ansatzpunkte setzen eine Ausweisung eindeutiger Kulissen („Grünlandkataster“ mit Informationen zum Schutzstatus) voraus. Ein Flächentausch außerhalb dieser ausgewiesenen Gebiete auf Mineralboden wäre dann ohne weitere Prüfung möglich. Eine rein indivi-

duelle Prüfung von Einzelfällen bezüglich Standort und Schutzwürdigkeit dürfte zu subjektiven Ergebnissen führen und möglicherweise auch an kurzen Fristen scheitern. Der gemeinsam von LBEG/LWK entwickelte Kriterienkatalog „Nutzungsänderungen von Grünlandstandorten in Niedersachsen“ (BOESS et al, 2011) sollte für die Festlegung von Kulissen als Definitionsgrundlage herangezogen werden. Die Einführung eindeutiger Kulissen würde zudem mehr Transparenz für die Landwirte schaffen. Ein generelles Umbruchverbot in ganz Niedersachsen ist nicht empfehlenswert. Dies würde eine große Einschränkung für die Landwirte bedeuten und wäre fachlich nicht für alle Standorte gerechtfertigt.

Der reine Erhalt von Dauergrünland ist gut kontrollierbar. Die Daten des InVeKoS sollten im Rahmen der Amtshilfe für die Prüfung der Grünlanderhaltung durch Verwaltungskontrollen (auf Basis von 100 % der Flächennachweise) genutzt werden. Kosten fallen außerdem an für den Abstimmungs- und Verwaltungsaufwand zur Anpassung des Fachrechts sowie für die Ausweisung von Kulissen. Bei ordnungsrechtlicher Einschränkung des Umbruchs entstehen den Flächeneigentümern und Bewirtschaftern Opportunitätskosten, die sich in der Differenz zwischen den Pachtentgelten für Acker- und Grünland widerspiegeln. Diese Differenz lag im Jahr 2010 bei durchschnittlich 162 €/ha, bei Neupachten bei 225 €/ha, mit steigender Tendenz. Bei einem Verbot des Umbruchs zur Grünlanderneuerung können sich zudem bei unebener Oberfläche Ertrags- und Qualitätsverluste ergeben.

16.2.4 Wiedervernässung von landwirtschaftlich genutzten Mooren

Eine begrenzte und zeitlich befristete, da zumindest theoretisch zu einem späteren Zeitpunkt umkehrbare Extensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung auf Moorböden kann durch Agrarumweltprogramme oder Vertragsnaturschutzmaßnahmen mit freiwilliger Teilnahme gefördert werden. In Schutzgebieten des Natur- und Wasserschutzes kann eine extensive Bewirtschaftung auch ordnungsrechtlich vorgeschrieben werden. Für dauerhafte Änderungen der Flächennutzung, Nutzungsaufgabe und Veränderung des Wasserregimes mit Wirkungen auf die künftige Nutzbarkeit der Flächen sind diese Maßnahmen nur begrenzt geeignet. Daher kommen bei größeren Veränderungen der aktuellen Nutzung sowie die Nutzbarkeit der Flächen beeinflussenden Änderungen der Entwässerung bevorzugt Instrumente zum Einsatz, die die Eigentumsrechte dauerhaft ändern und damit die Moorschutzmaßnahmen auch in der Zukunft absichern. Veränderte Wasserstände können über Grundbucheinträge langfristig gesichert werden. Investive Maßnahmen zur Wiedervernässung können dann auch im Rahmen weiterer Maßnahmen zur Förderung der ländlichen Entwicklung finanziell unterstützt werden.

Die Wiedervernässung von Mooren wurde bisher überwiegend aus Mitteln des Naturschutzes gefördert. Das Niedersächsische Moorschutzprogramm 1981 und 1986 widmet sich sehr stark der Renaturierung bereits abgetorfter Hochmoorflächen sowie der Sicherung naturnaher Hochmoore als Naturschutzgebiete und beschränkte sich bisher auf natur-

schutzfachliche Fragestellungen. Klimaschutzaspekte werden in der jetzigen Fassung nicht berücksichtigt. Bisher gibt es kein Programm zur Wiedervernässung landwirtschaftlich genutzter Niedermoorflächen.

Projekte zur Wiedervernässung können in Niedersachsen als Maßnahme der ländlichen Entwicklung im Rahmen von Entwicklungsmaßnahmen für Natur und Landschaft – NuL[9] gefördert werden. Die Zielkulissen für diese Maßnahmen sind insbesondere Natura 2000-Gebiete, Nationalparke, Biosphärenreservate, NSG, Naturparke und weitere Gebiete von landesweiter Bedeutung für Natur und Landschaft. Ein Beitrag zur Zielerfüllung des Moorschutzprogramms durch diese Richtlinie wird ausdrücklich erwähnt. Gefördert werden u. a. Schutz-, Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen für Biotope (Erwerb und Anpachtung von Flächen, Planungen und Konzepte, Effizienzkontrolle, Anschaffungen, Beratung, Modellvorhaben). Der Beitrag zum Klimaschutz steht hier jedoch bisher nicht im Vordergrund und konnte auch in der Halbzeitbewertung des Niedersächsischen Programms zur Förderung im ländlichen Raum nicht quantifiziert werden (BATHKE, 2010).

Weitere finanzielle Mittel können durch die Förderung durch das EU-Förderprogramm LIFE+ sowie Bundesmittel für Naturschutzgroßprojekte („chance.natur – Bundesförderung Naturschutz“) bereitgestellt werden. Aus diesen Mitteln werden in Niedersachsen bereits Projekte zur Wiedervernässung gefördert. Beitragen können auch Stiftungen oder Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen im Zusammenhang mit Eingriffen nach dem Naturschutzrecht.

Für eine Wiedervernässung müssen größere zusammenhängende Flächen bestehen. Pufferflächen zu weiterhin landwirtschaftlich genutzten Flächen sind sinnvoll. In anderen Fällen können sich Zonen ergeben, die eine land- und forstwirtschaftliche Nutzung mit verschiedenen Wasserständen als Ziel haben. Eine Zusammenlegung von Flächen kann z. B. im Rahmen eines Flurbereinigungsverfahrens erreicht werden. Eine weitere Möglichkeit sind Flächenpools und Ökokonten zum Ausgleich von Eingriffen in Natur und Landschaft. In einem Flächenpool können Ausgleichsflächen zusammenhängend nach einem mit der Naturschutzbehörde abgestimmten Pflegekonzept bevorratet werden. Danach werden im Vorgriff auf zu erwartende Eingriffe Ausgleichsmaßnahmen durchgeführt. Mithilfe eines weiteren Instrumentes, dem Ökokonto, wird der Flächenpool bewirtschaftet. Das Konto ermöglicht die Buchung von Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege. Diese werden im Vorgriff realisiert und im Falle eines Eingriffes in Natur und Landschaft als Ausgleichsmaßnahmen verrechnet, bzw. im Verfahren mithilfe von Wertstufen bzw. Werteinheiten zugeordnet und abgebucht. Darüber hinaus kann das Ökokonto die Grundlage zur Finanzierung von Maßnahmen bilden.

---

[9] Richtlinie über die Gewährung von Zuwendungen zur Förderung von Maßnahmen zur Entwicklung von Natur und Landschaft sowie zur Qualifizierung für Naturschutzmaßnahmen in den Ländern Bremen und Niedersachsen (Förderrichtlinie Natur- und Landschaftsentwicklung und Qualifizierung für Naturschutz).

Eine Wiedervernässung erfordert langfristige Planung, Voruntersuchungen und ein nachfolgendes Monitoring. Betroffene Flächeneigentümer und örtliche Interessenvertreter müssen frühzeitig und weitreichend informiert und beteiligte Behörden rechtzeitig eingebunden werden. Aufgrund des großen Koordinierungsaufwandes und des hohen Flächenbedarfs kann im Einzelfall mit Umsetzungszeiträumen von mehreren Jahrzehnten zu rechnen sein.

Die Trägerschaft der Maßnahmen kann in unterschiedlichen Händen liegen. In Schleswig-Holstein werden Wasser- und Bodenverbände als sehr geeignet empfohlen, da hierdurch das örtliche Interesse und die Eigentümer am besten eingebunden werden. Andere mögliche Träger sind z. B. Stiftungen, spezifische Interessengemeinschaften, Gebietskörperschaften, Teilnehmergemeinschaften von Flurbereinigungsverfahren oder Naturschutzvereine.

Bisher stehen häufig Direktzahlungen und 2. Säule-Förderungen in Konkurrenz zu Wiedervernässungsmaßnahmen und bestärken das Interesse an einer Weiternutzung von Moorböden im Rahmen der landwirtschaftlichen Tätigkeit oder zumindest der Flächenpflege nach Cross Compliance. Dauergrünland ist direktzahlungsfähig unter der Voraussetzung, dass eine landwirtschaftliche Tätigkeit stattfindet. Unkultivierte Moor- und Heideflächen, aber auch als Grünland genutzte Heiden, Naturschutzflächen ohne landwirtschaftliche Nutzung, Ödland und Gewässer gelten nicht als landwirtschaftliche Fläche und werden damit als nicht prämienberechtigt eingestuft. Rohrglanzgras als mehrjährige Kultur ist prinzipiell direktzahlungsfähig, Schilfflächen jedoch nicht. Bei sehr extensiv bewirtschaftetem Grünland kann die Abgrenzung schwierig sein. Vor allem bei sehr extensiver Beweidung zeigt sich, dass bei Vor-Ort-Kontrollen der Status der Flächen als landwirtschaftlich genutzte Fläche und damit die Aktivierung von Zahlungsansprüchen in Frage gestellt wird. Zudem kann es zu Konflikten mit der Instandhaltung nach Cross Compliance kommen, wenn z. B. aufgrund hoher Wasserstände eine jährliche Mahd ausfällt. Allerdings können Flächen, die im Jahr 2008 oder später prämienberechtigte Flächen waren, auch ohne landwirtschaftliches Management weiterhin Direktzahlungen erhalten, falls sie im Rahmen der Vogelschutz-Richtlinie, der FFH-Richtlinie oder der Wasserrahmenrichtlinie verändert wurden. Diese Option kann die Umsetzung von Wiedervernässungsmaßnahmen erleichtern, erfordert aber entsprechende Grundlagen in den Landesplanungen zur Flächenentwicklung.

Anpassungsmöglichkeiten von Instrumenten zur Wiedervernässung von Mooren

Auch landwirtschaftlich genutzte Niedermoorflächen sollten in ein Niedersächsisches Moorschutzprogramm einbezogen werden. In Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern gibt es Ansätze, auch intensiv landwirtschaftlich genutzte und gedränte Moorstandorte einschließlich der Niedermoore in alternative klimafreundliche Nutzungen zu überführen (s. auch Moorschutzprogramm für Schleswig-Holstein; Konzept zum Schutz und zur Nutzung der Moore in Mecklenburg-Vorpommern). Förderinstrumente aus dem landwirtschaftlichen und wasserwirtschaftlichen Bereich sollten unter Berücksichti-

gung des Klimaschutzes dementsprechend weiterentwickelt werden. Berücksichtigt werden sollte dabei auch die Optimierung der Wiedervernässung abgetorfter Flächen und naturschutzfachlich geschützter Flächen im Hinblick auf den Klimaschutz. In einem gemeinsamen Positionspapier der Länderfachbehörden von Brandenburg, Bayern, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen und Schleswig-Holstein wird u. a. die Einbeziehung von Moorrenaturierung in den Klimaschutzprogrammen der Länder angeregt sowie die Entwicklung von „Vertragsklimaschutzmaßnahmen“. Ein besonderer Aspekt in Mecklenburg-Vorpommern ist der Vertrieb eines Emissionszertifikats („MoorFutures“), mit dem Unternehmen die Möglichkeit erhalten, künftig ihre Treibhausgasbilanz zu verbessern. Ein MoorFutures entspricht dabei dem Einsparungspotenzial von 1 tCO_2/Jahr. Die Mittel fließen in einen Moorfonds der Stiftung für Umwelt- und Naturschutz. Dieser Ansatz kann auch für andere Bundesländer empfehlenswert sein.

Um Nutzungsalternativen von wiedervernässten Moorflächen anzubieten, sollten Modellprojekte zur Entwicklung und Förderung einer moor- und klimaschutzgerechten Landbewirtschaftung, u. a. vernässtes Grünland, Paludikulturen (z. B. Erlen, Schilf, Sphagnumfarming) initiiert werden. Entsprechende Projekte könnten in die Maßnahmen für die Förderung des ländlichen Raums eingebunden werden. Auch für Investitionen in angepasste Landtechnik sollten Fördermöglichkeiten geprüft werden (Agrarinvestitionsförderung). Entsprechende Ansätze und Pilotprojekte bestehen bereits in Mecklenburg-Vorpommern (VIP: Vorpommern Initiative Paludikultur) und Brandenburg[10].

Die Option, im Rahmen der Vogelschutz-, der FFH- oder der Wasserrahmenrichtlinie gepflegte, jedoch nicht mehr landwirtschaftlich genutzte Flächen weiterhin direktzahlungsfähig zu erhalten, ist eine Möglichkeit, den Konflikt zwischen konkurrierenden, flächenbezogenen Förderungen zu vermindern. Eine Nutzung dieser Option in Niedersachsen ist zu empfehlen.

16.2.5 Optimierung der Klimafreundlichkeit von Biogasanlagen

Eine Vielzahl von Instrumenten kann eingesetzt werden, um auf die Klimafreundlichkeit von Biogasanlagen einzuwirken:

Das **Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG)** als dominantes Förderinstrument aus der Energiepolitik zur Erhöhung des Anteils erneuerbarer Energien beeinflusst durch seine Anreizstruktur die verwendeten Substrate, also auch den Gülleanteil. An die Gewährung der Einspeisevergütung können zudem Kriterien gebunden werden, wie Höchstanteile für bestimmte Substratkomponenten, Mindestauflagen zur Wärmenutzung, zur gasdichten Abdeckung oder zur Dokumentation von Nährstoffströmen. Im EEG 2012 wurden einige

[10] http://www.succow-stiftung.de/paludikulturen-und-angepasster-moorschutz-in-brandenburg.html

Änderungen vorgenommen, die künftig in Neuanlagen wirksam werden. Neuanlagen können zusätzlich zu einer Grundvergütung einen Substratbonus je nach Einordnung der Ausgangssubstrate in bestimmte Substratklassen erhalten. Aus Umweltgründen vorteilhafte Ausgangssubstrate wie Gülle und Landschaftspflegeschnitt werden besonders hoch vergütet. Im Gegensatz zur bisherigen Regelung gibt es dabei keine Schwellen für die Anteile dieser Substrate. Negative Wirkungen auf die Landnutzung sollen außerdem durch einen maximalen Masseanteil von 60 % von Mais und Getreidekorn begrenzt werden. Kleine Gülle-basierte Anlagen mit einer installierten Leistung bis 75 kW und mit mindestens 80 % Gülle (einschließlich Festmist, ohne Geflügelkot) werden gesondert gefördert. Verbessert werden soll auch die Wärmenutzung: Mindestens 60 % des Stroms muss in Kraft-Wärme-Kopplung erzeugt werden (im ersten Jahr nach Inbetriebnahme mindestens 25 %), eine Positivliste legt dabei erlaubte Arten der Wärmenutzung fest. Die Wärmenutzung wird zudem nur angerechnet, soweit fossile Energien ersetzt werden; alternativ muss ein durchschnittlicher Anteil an Wirtschaftsdüngern von mindestens 60 % pro Jahr bestehen. Nach dem neuen EEG müssen neu errichtete Gärrestlager nun gasdicht abgeschlossen sein (außer bei ausschließlichem Einsatz von Gülle im Sinne des Düngemittelrechts), andernfalls besteht kein Vergütungsanspruch. Eine Abdeckung bestehender Gärrestlager ist hiermit jedoch noch nicht verpflichtend.

Auch **Maßnahmen im Rahmen der 2. Säule der GAP** bieten Spielraum zur Förderung von güllebasierten Anlagen, von Konzepten zur Verwertung hoher Anteile an Landschaftspflegeschnitten oder unter der Auflage bestimmter Wärmenutzungskonzepte. Auch diese Förderung könnte mit o. g. weiteren Auflagen verknüpft werden. Die Möglichkeit, Biogasanlagen mithilfe dieser Maßnahmen zu fördern, wird allerdings in Niedersachsen nicht genutzt.

Biogasanlagen müssen nach dem **Baurecht** (die Grundlagen werden durch das Baugesetzbuch (BauGB) gelegt) oder, wenn sie eine bestimmte Kapazität überschreiten oder in Abhängigkeit der Einsatzstoffe, nach dem **Bundesimmissionsschutzgesetz** (BImSchG) genehmigt werden. Anlagen mit BImSchG-Genehmigung sind zu einer gasdichten Abdeckung der Gärrestlager verpflichtet. Eine Umweltverträglichkeitsprüfung ist nur in besonderen Fällen notwendig. Im vereinfachten Genehmigungsverfahren nach Baurecht wird für landwirtschaftliche Biogasanlangen i. d. R. nur die bauplanungs- und bauordnungsrechtliche Zulässigkeit geprüft. Gegebenenfalls müssen weitere Genehmigungen gesondert eingeholt werden. In das Genehmigungsrecht könnten auch Auflagen zu einer gasdichten Abdeckung aufgenommen werden für Anlagen, die durch bisherige gesetzliche Vorgaben nicht erfasst werden, und Flächennachweise für die Verwendung der Gärreste (auch der Anteile, die nicht aus Wirtschaftsdünger stammen). Für einen nachhaltigen Ausbau der Bioenergie wäre es wünschenswert, einen transparenten Prüfkatalog für die Genehmigung von Biogasanlagen zu entwickeln. Diese Prüfung sollte nicht nur den Betrieb selbst, sondern auch die Auswirkungen auf die Flächennutzung betreffen. Das Vorgehen sollte landesweit harmonisiert und rechtlich abgesichert sein. Raumbezogene Planungsinstrumente können zum Ausgleich sich abzeichnender Landnutzungskonflikte beitragen. Sie können

Entscheidungshilfe sein für Fördermaßnahmenkulissen und bei der regionalen Energieplanung. Kein Planungselement hat jedoch einen eigenständigen rechtlichen Zugriff auf die Qualität oder Intensität der Flächennutzung, sodass hier letztendlich nur fachrechtliche Auflagen wirksam werden.

Die Verwertung von Gärresten auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche fällt bezüglich ihrer Düngewirkung unter die allgemeine **Gesetzgebung zur Düngung** (vgl. Kapitel 16.2.2 „Düngung“). Nicht geregelt ist hier bisher die Anrechnung der Nährstoffe bezüglich der maximalen Ausbringungsmenge von N mit flüssigen organischen Düngemitteln. Es fehlen weiterhin konkrete Vorgaben zur Berücksichtigung von Gärsubstraten im Nährstoffvergleich. Eine Anpassung bezüglich dieser Aspekte wäre in der Düngeverordnung möglich. Eine allgemein verbindliche Mindestlagerkapazität für Gärreste könnte in der **Gesetzgebung im Bereich Wasserschutz** festgelegt werden. Eine wichtige Rolle kommt der Verifizierung der Nährstoff-inputs und Outputs von Biogasanlagen zu. Biogasanlagen spielen in Niedersachsen eine zunehmend wichtige Rolle als „Nährstoffdrehscheibe“, da über sie große Mengen organischer Düngemittel umgesetzt werden. Entsprechend wichtig ist die Verifizierung dieser Nährstoffströme als Grundlage für die Bewertung der Nährstoffinputs und Nährstoffbilanzen im Düngerecht. Begleitend kann **Beratung** von Bedeutung sein, insbesondere, was Wärmekonzepte und Düngeplanung betrifft.

16.2.6 Weitere Maßnahmen

Eine **Verringerung des Torfverbrauchs** im Gartenbau geht über Instrumente, die die landwirtschaftliche Flächennutzung betreffen, weit hinaus. Politische Instrumente in diesem Bereich müssen an unterschiedlichen Punkten ansetzen: Grundlegende Voraussetzung ist eine Ausweitung der Grünguterfassung sowie eine optimierte Stoffstromlenkung, die sowohl die energetische als auch die stoffliche Nutzung von Grüngut- und Landschaftspflegeabfällen sowie weiteren Holzrückständen berücksichtigt. Eine nationale Biomassestrategie zur stofflichen und energetischen Nutzung von Biomasse sollte auch das Thema Torfersatzstoffe aufgreifen. Niedersachsen könnte darauf hinwirken, diesen Aspekt im Aktionsplan der Bundesregierung zur stofflichen Nutzung nachwachsender Rohstoffe zu verankern (s. BMELV, 2009). Weiter vorangetrieben werden sollte die Forschung zu Torfersatzstoffen, insbesondere für den Erwerbsgartenbau. Die Nachfrage nach torffreien oder -reduzierten Produkten und eine Reduzierung der Verwendung zugekaufter Substrate im Hobbybereich kann durch eine Informationskampagne zur Sensibilisierung des Verbraucherverhaltens erhöht werden. Der Handel muss hier z. B. im Rahmen eines „Runden Tisches“ einbezogen werden. Denkbar sind zudem eine Selbstverpflichtung des Handels zur höheren Beimischung von Ersatzsubstraten und eine Initiative zur Verwendung von torffreien Produkten des Gartenlandschaftsbaus im öffentlichen Sektor.

Es gibt in Niedersachsen bereits eine investive Förderung von **Kurzumtriebsplantagen (KUP)**, die aber kaum angenommen wird (Schätzung des 3N-Kompetenzentrums Nieder-

sachsen, vgl. Kap. 13). Die Akzeptanz einer KUP-Nutzung bei den Landwirten und in der Gesellschaft allgemein könnte ggf. erhöht werden, wenn der Anbau nicht nur flächenhaft, sondern im Zusammenhang mit Erosionsschutz erfolgt. Zur Informationsgewinnung sollte die Praktikabilität **von KUP als Erosionsschutzhecke** in von Winderosion betroffenen Gebieten im Rahmen eines Pilotprojektes untersucht werden. Die Untersuchungsfragen umfassen technische Anforderungen, Wirtschaftlichkeitsaspekte und die Vernetzung von Akteuren (Landwirte, Landeigentümer, Brennstoffabnehmer). Das THG-Minderungspotenzial und die THG-Minderungskosten[11] dieser Maßnahmen sollten im Rahmen dieses Pilotprojektes evaluiert werden. Demonstration und Beratung sollten integriert sein. Die anfallenden öffentlichen Kosten stellen eine langfristige Investition in die THG-Einsparung durch die Nutzung von KUP dar.

Die **optimierte Fütterung** zur Reduzierung der N-Ausscheidung bei Nutztieren kann insbesondere über die Beratung gefördert werden. Als gut zu kontrollierender Indikator bei Wiederkäuern kann dabei der Harnstoffgehalt der Milch dienen. Auch eine Verwendung dieses Indikators bei der Düngeplanung ist denkbar. Eine Einhaltung bestimmter Mittelwerte oder die verpflichtende Nutzung von Indikatoren zur Nährstoffausscheidung der Tiere bei der Düngeplanung könnten auch ordnungsrechtlich vorgeschrieben werden.

[11] Nach Kalkulationen des WISSENSCHAFTLICHEN BEIRATES AGRARPOLITIK beim BMELV (WBA, 2007) liegen die THG-Minderungskosten bei KUP zwischen -11 €/t $CO_{2Äq.}$ und 68 €/t $CO_{2Äq.}$.

Literaturverzeichnis

AARNINK A, VERSTEGEN MWA (2007): Nutrition, key factor to reduce environmental load from pig production. Livestock Science 109, 194-203

ABEL H (1997): Stoff- und Energiebilanzen in der Tierproduktion. VDLUFA-Schriftenreihe 46, 33-50.

AD-HOC-Arbeitsgruppe Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, Hrsg.: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in Zusammenarbeit mit den Staatlichen Geologischen Dienstern, 5. Aufl., Hannover.

ADAS (2008): Critique of SEARCHINGER (2008) & related papers assessing indirect effects of biofuels on land-use change. A study commissioned by AEA Technology as part of the Gallagher Biofuels review for Renewable Fuels Agency Department for Transport (UK). Adas UK Ltd, Boxworth, United Kingdom

AGRA-EUROPE (2010): 51. Jahrgang 18 Oktober 2010 Nr. 42. Kurzmeldungen

AHLGRIMM H-J, BÖHME H, BRAMM A, DÄMMGEN U, FLACHOWSKY G, HÖPPNER F, ROGASIK J, SOHLER S (2000) Bewertung von Verfahren der ökologischen und konventionellen landwirtschaftlichen Produktion im Hinblick auf den Energieeinsatz und bestimmte Schadgasemissionen: Studie als Sondergutachten im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn. Braunschweig: FAL, III, 206 p, Landbauforsch Völkenrode SH 211

AHN HK, MULBRY JW, WHITE JW, KONDRAD SL (2010): Pile mixing increase greenhouse gas emissions during composting of dairy manure. Biosource Technology, 1-31

AKIYAMA H, YAN, YAGI K (2010): Evaluation of effectiveness of enhanced-efficiency fertilizers as mitigation options for N_2O and NO emissions from agricultural soils: meta-analysis. Global Change Biology 16, 1837-1846

ALBERS D (2010): Möglichkeiten und Nutzen der Gülleseparation in Milchviehbetrieben. http://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/1/nav/1092/article/14252.html (13.01.2011)

ALBERT E, SCHLIEPHAKE W (2005): Effizienter Wirtschaftsdüngereinsatz. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft, S. 1-72. http://www.smul.sachsen.de/lfl/publikationen/download/1619_1.pdf

ALM J, SHURPALI NJ, MINKKINEN K, ARO L, HYTONEN J, LAURILA T, LOHILA A, MALJANEN M, MARTIKAINEN PJ, MAKIRANTA P, PENTTILA T, SAARNIO S, SILVAN N, TUITTILA ES, LAINE J (2007): Emission factors and their uncertainty for the exchange of CO_2, CH_4 and N_2O in Finnish managed peatlands. Boreal Environment Research 12, 191-209

AMK (AGRARMINISTERKONFERENZ) (2008): Ergebnisprotokoll der Amtschef- und Agrarministerkonferenz vom 24. bis 26. September 2008 in Meißen, TOP 23. http://www.agrarministerkonferenz.de/documents/Ergebnisprotokoll_AMK_0b0.pdf

AMMANN C, FLECHARD CR, LEIFELD J, NEFTEL A, FUHRER J (2007): The carbon budget of newly established temperate grassland depends on management intensity. Agriculture Ecosystems & Environment 121, 5-20

AMON B, KRYVORUCHKO V, AMON T, ZECHMEISTER-BOLTENSTERN S (2006): Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. Agriculture, Ecosystems & Environment 112, 153-162

AMON B, KRYVORUCHKO V, AMON T, BOXBERGER J (2005): Effects of covering dairy cow slurry during storage on CH_4-, NH_3-, N_2O-emissions. Landtechnik 60, 216-217

AMON B, KRYVORUCHKO V, AMON T, MOITZI G (2004): Ammonia, Methane and Nitrous Oxide Emissions During Storage of Cattle and Pig Slurry and Influence of Slurry Additive „Effective Micro-Organisms (EM). University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Department of Sustainable Agricultural Systems, Division of Agricultural Engineering (ILT), Wien, S. 33

AMON T, MAYR H, EDER M, HOBBS P, RAO RAVELLA S, ROTH U, NIEBAUM A, DOEHLER H, WEILAND P, ABDOUN E, MOSER A, LYSON M, HEIERMANN M, PLÖCHL M, BUDDE J, SCHATTAUER A, SUAREZ T, MÖLLER H, WARD A, HILLEN F, SULIMA P, ONISZK-POLPLAWSKA A, KRAMPE P, PASTOREK Z, KARA J, MAZANCOVA J, VAN DOOREN HJ, WIM C, GIOELLI F, BALSARI P (2010): EU AGRO BIOGAS PROJECT. A European specific target RTD project supported through the sixth framework Program of the EC (DG TREN). http://www.ramiran.net/ramiran2010/docs/Ramiran2010_0040_final.pdf

ANDREWS M, SCHOLEFIELD D, ABBERTON MT, MCKENZIE BA, HODGE S und RAVEN JA (2007): Use of white clover as an alternative to nitrogen fertiliser for dairy pastures in nitrate vulnerable zones in the UK: productivity, environmental impact and economic considerations. Annals of Applied Biology 151, 11-23

ANGENENDT E, BILLEN N, GAISER T, TRIEBE S, STAHR K, ZEDDIES J (2007): Bewertung von Strategien zur Vermeidung von CO_2-Emissionen aus der landwirtschaftlichen Nutzung in Baden-Württemberg. http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/40271/BWK24001SBer.pdf?command=downloadContent&filename=BWK24001SBer.pdf&FIS=199 (16.08.2010)

ANGERS DA, BOLINDER MA, CARTER MR, GREGORICH EG, DRURY CF, LIANG BC, VORONEY RP, SIMARD RR, DONALD RG, BEYAERT RP, MARTEL J (1997): Impact of tillage practices on organic carbon and nitrogen storage in cool, humid soils of eastern Canada. Soil & Tillage Research 41, 191-201

ANONYM (2011): Substratforschung. Torfreduzierte und torffreie Substrate bewähren sich. In: Humuswirtschaft und Kompost aktuell 3 11. S. 1-2 (http://www.kompost.de/fileadmin/docs/HuK/Huk_03_11.pdf)

APPEL T, BERG V, LAUFER O, BAI M (2008): Bewirkt die konservierende Bodenbearbeitung eine Sequestrierung von Kohlenstoff im Boden? VDLUFA Schriftenreihe 64, 519-528

APPLEGATE T, POWERS W, ANGEL R, HOEHLER D (2008): Effect of Amino Acid Formulation and Amino Acid Supplementation on Performance and Nitrogen Excretion in Turkey Toms. Poultry Science 87, 514-520

ARBEITSKREIS VOLKSWIRTSCHAFTLICHE GESAMTRECHNUNGEN DER LÄNDER (ARBEITSKREIS VG) (2011): Berechnungsstand: August 2010/Februar 2011. Vorläufiges Ergebnis

ARNOLD K, VON GEIBLER J, BIENGE K, STACHURA C, BORBONUS S, KRISTOF K (2009): Kaskadennutzung von nachwachsenden Rohstoffen. Wuppertal Papers Nr. 180; Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH

ARNOLD K, RAHMESOHL S, GRUBE T, MENZER R, PETERS R (2006): Strategische Bewertung der Perspektiven synthetischer Kraftstoffe auf der Basis fester Biomasse in NRW. Endbericht. Wuppertal: Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH

ARRIAGA H, PINTO M, CALSAMIGLIA S, MERINO P (2009): Nutritional and management strategies on nitrogen and phosphorus use efficiency of lactating dairy cattle on commercial farms: An environmental perspective. Journal of Dairy Science 92, 204-215

ARRIAGA H, SALCEDO G, MARTÍNEZ-SULLER L, CALSAMIGLIA S, MERINO P (2010): Effect of dietary crude protein modification on ammonia and nitrous oxide concentration on a tie-stall dairy barn floor. Journal of Dairy Science 93, 3158-3165

ASANUMA N, IWAMOTO M, HINO T (1999): Effect of the addition of fumarate on methane production by ruminal microorganisms in vitro. Journal of Dairy Science, 82(4):780-782

AUG – AMT FÜR STATISTIK BERLIN-BRANDENBURG (2010): Energiefluss- und Emissionsberechnung – Energieverbrauch und Kohlendioxidemissionen. Umweltökonomische Gesamtrechnungen der Länder

AUGUSTIN J (2001): Emission, Aufnahme und Klimarelevanz von Spurengasen. Succow, M. & H. Joosten [Hrsg.]: Landschaftsökologische Moorkunde. 2., völlig neubearb. Aufl.: 28-38; Stuttgart (Schweizerbart`sche Verlagsbuchhandlung)

AUGUSTIN J (2003): Einfluss des Grundwasserstandes auf die Emission von klimarelevanten Spurengasen und die C- und N-Umsetzungsprozesse in nordostdeutschen Niedermooren. In: Z. e. V. Institut für Primärproduktion und Mikrobielle Ökologie (Hrsg.), Müncheberg

AUGUSTIN J, MERBACH W, ROGASIK J (1998): Factors influencing nitrous oxide and methane emissions from minerotrophic fens in northeast Germany. Biology and Fertility of Soils 28, 1-4

AULAKH MS, KHERA TS, DORAN JW, BRONSON KF (2001): Denitrification, N_2O and CO_2 fluxes in rice-wheat cropping systems as affected by crop residues, fertilizer N and legume green manure. Biol. Fertil. Soils 34, 375-389

AULAKH MS, RENNIE DA, PAUL EA (1984): The influence of plant residues on denitrifiction rates in conventional and zero tilles soils. Soil Science Society of America Journal 48, 790-794

BACHMAIER J, GRONAUER A (2007): Klimabilanz von Biogasstrom – Klimabilanz der energetischen Nutzung von Biogas aus Wirtschaftsdüngern und nachwachsenden Rohstoffen. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, LfL-Informationen, Freising

BADGLEY C, MOGHTADER J, QUINTERO E, ZAKEM E, JAHI CHAPPELL M, AVILÉS-VÁZQUEZ K, SAMULON A, PERFECTO I (2007): Organic agriculture and the global food supply. Renewable Agriculture and Food Systems: 22(2); 86-108

BAGGS EM, REES RM, SMITH KA, VINTEN A (2000): Nitrous oxide emission from soils after incorporating crop residues. Soil Use Management 16, 82-87

BAKER D (2009): Advances in protein–amino acid nutrition of poultry. Amino Acids 37, 29-41

BAKER JM, OCHSNER TE, VENTEREA RT, GRIFFIS TJ (2007): Tillage and soil carbon sequestration--What do we really know? Agriculture, Ecosystems & Environment 118, 1-5

BAKKEN LR, BORRESEN T, NJOS A (1987): Effect of soil compaction by tractor traffic on soil structure, denitrification, and yield of wheat (*Triticum aestivum* L.). Journal of Soil Science 38, 541-55

BALL BC, WATSON CA, CRICHTON I (2007): Nitrous oxide emissions, cereal growth, N recovery and soil nitrogen status after ploughing organically managed grass/clover swards. Soil Use and Management 23, 145-155

BALL BC, SCOTT A, PARKER JP (1999): Field N_2O, CO_2 and CH_4 fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. Soil and Tillage Research 53, 29-39

BARRACLOUGH PB, HOWARTH JR, JONES J, LOPEZ-BELLIDO R, PARMAR S, SHEPHERD CE, HAWKESFORD MJ (2010): Nitrogen efficiency of wheat: Genotypic and environmental variation and prospects for improvement. European Journal of Agronomy 33, 1-11

BARTUSSEK H (1999): Die Weidehaltung von Milchkühen aus der Sicht des Tierschutzes. aus: Bericht über das 5. Alpenländische Expertenforum zum Thema „Zeitgemäße Weidewirtschaft“ vom 18.-19.03.1999, BAL Gumpenstein, Irdning, 1999, S. 7-14

BÄRWOLFF M, VETTER A, BÖHM C, HOFFMANN J, SCHMIDT C (2011): Was bringen Streifen-KUP? Projekt AgroForstEnergie, Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, Fachmagazin energie pflanzen, Ausgabe 2/2011, S. 9 - 11

BASSET-MENS C, VAN DER WERF H (2005): Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production in France. Agriculture, Ecosystems and Environment 105 (2005) 127-144

BASTEN, M. (2010). Ammoniakemissionen mineralischer Düngemittel - Einflussfaktoren, Ausmaß und Möglichkeiten zur Reduzierung. Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden. KTBL. Darmstadt, KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.): 83-91.

BATHKE M (2010): Halbzeitbewertung PROFIL. Teil II Kapitel 17. Erhaltung und Verbesserung des ländlichen Erbes (ELER-Code 323). Teilmaßnahmen Natürliches Erbe (ELER-Code 323-A-C). http://www.ml.niedersachsen.de/portal/live.php?&article_id=92991&navigation_id=1525&_psmand=7

BAUM S, BAIER U, JUDEX J, BIOLLAZ S, SCHNEEBELI J, SEIFERT M, BRENN J, KERN D, SPICHER M, BUCHMANN B, SCHMID F, WEBER J, WELLINGER A (2008): Methanverluste bei der Biogasaufbereitung. Studie im Auftrag des Bundesamtes für Energie (BFE), Zürcher Hochschule für angewandte Wissenschaften, Institut für Biotechnologie, Wädenswill

BAUMGÄRTEL G (2010): Effizienz der mineralischen Stickstoffdüngung. In: KTBL (Hrsg.): Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden. KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.), Darmstadt, S. 26-30

BAUMGARTNER DU, DE BAAN L, NEMECEK T, PRESSENDA F, CRÉPON K (2009): Life cycle assessment of feeding livestock with European grain legumes. In: Nemecek T and Gaillard G, eds. Proceedings of the 6th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector – Towards a sustainable management of the Food chain. November 12–14, 2008 2009 Zurich, Switzerland. Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station ART, 352-414. [Accessed November 12-14, 2008]

BAYERISCHE STAATSMINISTERIEN FÜR - LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN - LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (2003): Verminderung gasförmiger Emissionen in der Tierhaltung – Ammoniak, Methan, Lachgas. München

BEAUCHEMIN KA, COLOMBATTO D, MORGAVI DP, YANG WZ (2003): Use of exogenous fibrolytic enzymes to improve feed utilization by ruminants. Journal of Animal Science, 81(E. Suppl. 2):E37–E47

BEAUCHEMIN KA, MCGINN SM (2004): Methane emissions from beef cattle: Effects of fumaric acid, essential oil, and canola oil. *Journal of Animal Science*, 82(11):3346-3356

BELL MJ, WORRALL F (2011): Charcoal addition to soils in NE England: A carbon sink with environmental co-benefits? Science of the Total Environment 409, 1704-1714

BELLAMY PH, LOVELAND PJ, BRADLEY RI, LARK RM, KIRK GJD (2005): Carbon losses from all soils across England and Wales 1978-2003. Nature 437, 245-248.

BERENDONK C (2011a): Stickstoffwirkung der Gülledüngung auf dem Dauergrünland in Abhängigkeit vom Ausbringungstermin im Herbst, Winter und Frühjahr. In: ELSÄßER M, DIEPOLDER M, HUGUENIN-ELIE O, PÖTSCH E, NUßBAUM H, MESSNER J (Hrsg.): Gülle 11: Gülle- und Gärrestdüngung auf Grünland. Internationale Tagung am 17. und 18.10.2011 im Kloster Reute. LAZ BW, Aulendorf, S. 164-166

BERENDONK C (2011b): Verschiebung der Sperrfrist der Güllausbringung. In: ELSÄßER M, DIEPOLDER M, HUGUENIN-ELIE O, PÖTSCH E, NUßBAUM H, MESSNER J (Hrsg.): Gülle 11: Gülle- und Gärrestdüngung auf Grünland. Internationale Tagung am 17. und 18.10.2011 im Kloster Reute. LAZ BW, Aulendorf, S. 325-329

BERG W, BRUNSCH R, PAZSICZKI I (2006): Greenhouse gas emissions from covered slurry compared with uncovered during storage. Agriculture Ecosystems & Environment 112, 129-134

BERG W, HÖRNIG G, TÜRK M (1998): Güllebehandlung mit Milchsäure. Landtechnik 53, Heft 6, 378-379

BERGLUND Ö, BERGLUND K (2011): Influence of water table level and soil properties on emissions of greenhouse gases from cultivated peat soil. Soil Biology and Biochemistry 43, 923-931

BESSOU C, FERCHAUD F, GABRIELLE B, MARY B (2010): Biofuels, greenhouse gases and climate change. A review. Agron. Sustain. Dev. DOI: 10.1051/agro/2009039

BEVERBORG R. (2012): Jetzt die erzeugten Vieheinheiten hochrechnen! Landwirtschaftskammer Niedersachsen; http://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/6/nav/360/article/18745.html

BFN (2010): Energieholzanbau auf landwirtschaftlichen Flächen. Bundesamt für Naturschutz, Leipzig

BGR (1997): Bodenübersichtkarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1.000.000 (BÜK 1000)

BIELEFELDT J, BOLTE A, BUSCH G, DOHRENBUSCH A, KROIHER F, LAMERSDORF N, SCHULZ U, STOLL B (2008): Energieholzproduktion in der Landwirtschaft – Chancen und Risiken aus Sicht des Natur- und Umweltschutzes. Naturschutzbund Deutschland (NABU), Berlin

BILLEN N, AURBACHER J (2007): Landwirtschaftlicher Hochwasserschutz, 10 Steckbriefe für 12 Maßnahmen – Ein Maßnahmen-Ratgeber für verschiedene Umsetzungsebenen. Stadt Schwaigern; Universität Hohenheim; Dr.N.Billen Boden-Nutz+ Schutz

BINDER M, REDSHAW M (2010): Mehr Effizienz im Trog. In: E. D. GmbH (Hrsg.), elements33. Evonik Degussa GmbH, Essen, S. 8-13

BJARNHOLT N, LAEGDSMAND M, HANSEN HCB, JACOBSEN OH, MØLLER BL (2008): Leaching of cyanogenic glucosides and cyanide from white clover green manure. Chemosphere 72, 897-904

BLACKMORE S, GODWIN RJ, FOUNTAS S (2003): The analysis of spatial and temporal trends in yield map data over six years. Biosystems Engeneering 84, 455-466

BLAKEMORE RJ (2000): Ecology of earthworms under the 'Haughley Experiment' of organic and conventional management regimes. Biology, Agriculture and Horticulture 18: 141–159

BLANCO-CANQUI H, LAL R (2008): No-Tillage and Soil-Profile Carbon Sequestration: An On-Farm Assessment. Soil Sci Soc Am J 72, 693-701

BLANCO FONSECA MB, BURRELL A, GAY H, HENSELER M, KAVALLARI A, M'BAREK R, DOMINGUEZ IP, TONINI A (2010): Impacts of the EU biofuel target on agricultural markets and land use. A comparative modelling assessment. Report prepared by the Institute for Prospective Technological Studies (IPTS), Joint Research Center of the European Commission. Available at: http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/111111111/15287/1/jrc58484.pdf

BLESS H-G, BEINHAUR R, SATTELMACHER B (1991): Ammonia emission from slurry applied to wheat stubble and rape in north Germany. Journal of Agricultural Science, Cambridge, 117, 225-231.

BMELV (2009): Aktionsplan der Bundesregierung zur stofflichen Nutzung nachwachsender Rohstoffe. http://www.bmelv.de/SharedDocs/Standardartikel/Landwirtschaft/Bioenergie-NachwachsendeRohstoffe/NachwachsendeRohstoffe/AktionsplanNaWaRo.html (01.06.12)

BMELV (2009a): Statistisches Jahrbuch über Ernährung Landwirtschaft und Forsten 2009. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Abteilung 4 "Agrarmärkte, Planungsgrundlagen, Sozialordnung". Wirtschaftsverlag NW GmbH, Bremerhaven

BMELV (2006): Die EU-Agrarreform – Umsetzung in Deutschland. Ausgabe 2006. http://www.bmelv.de/SharedDocs/Downloads/Broschueren/EU-Agrarreform2006.html

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2010) Kurzinfo Klimaschutz. http://www.bmu.de/klimaschutz/kurzinfo/doc/4021.php (01.06.2011)

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2008): Biogas und Umwelt – Ein Überblick. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Berlin

BMU BFU, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, und BMELV BFE, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ, (2008): Nitratbericht 2008. Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit sowie für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. BMU

BOECKX P, VAN CLEEMPUT O, MEYER T (1998): The influence of land use and pesticides on methane oxidation in some Belgian soils. Biology and Fertility of Soils 27, 293-298

BOESS J, FORTMANN J, MÜLLER U, SEVERIN K (2011): Kriterienkatalog Nutzungsänderung von Grünlandstandorten in Niedersachsen. Geofakten 27. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie LBEG

BOHNENSCHÄFER W, EBERT M, FAZIO S, GÄRTNER S, HÜLSMANN C, REINHARDT G (2007): CO_2-Minderungsmengen und -kosten bei einer Nutzung nachwachsender Rohstoffe im energetischen Bereich. Institut für Energetik und Umwelt gGmbH, Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg. Leipzig, Heidelberg

BOISCH A (2010): Kompost Qualität und Verfügbarkeit. Vortrag auf der DGMT Fachtagung 09.11.2010/Fulda „Verwendung und Substitution von Torf – Verantwortliche Nutzung von Rohstoffen im Klimawandel“

BOS J, HAAN J, SUKKEL W, SCHILS R (2007): Comparing energy use and greenhouse gas emissions in organic and conventional farming systems in the Netherlands. Paper presented at the 3rd QLIF Congress: Improving Sustainability in Organic and Low Input Food Production Systems, University of Hohenheim, Germany, March 20–23, 2007

BOWYER C (2010): Anticipated Indirect Land Use Change Associated with Expanded use of Biofuels and Bioliquids in the EU – An Analysis of the National Renewable Energy Action Plans. Institute for European Environmental Policy. London

BRADE W (2010): Milchharnstoffgehalt – Indikator für N-Emissionen in der Milcherzeugung und künftiger Teil einer nachhaltigen Milchrinderzüchtung? http://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/1/nav/1092/article/15547.html (24.01)

BRAND-SASSEN H (2004): Bodenschutz in der deutschen Landwirtschaft – Stand und Verbesserungsmöglichkeiten. Fakultät für Agrarwissenschaften. Georg-August-Universität Göttingen, Göttingen. http://webdoc.sub.gwdg.de/diss/2004/brandt-sassen/ (17.06.2010)

BRAUCKMANN H-J, BROLL G, HOTHAN A (2010): Biogaspotential der festen Güllefraktion. Workshop Gülleseparation. Vechta, Bioenergie-Region Südoldenburg.

BRAUN M, SCHMID H, GRUNDLER T, HÜLSBERGEN K-J (2010): Root-and-shoot growth and yield of different grass–clover mixtures. Plant Biosystems 144(2):414-419.

Bremner JM, Breitenbeck GA, Blackmer AM (1981): Effect of nitrapyrin on emission of nitrous-oxide from soil fertilized with anhydrous ammonia. Geophysical Research Letters 8, 353-356

BRENTRUP F, PALLIERE C (2010): Brentrup, F. and Palliere, C. (2010). Nitrogen use efficiency as an agroenvironmental indicator. In OECD workshop " Agri-environmental indicators: lessons learned and future directions", Leysin, Switzerland.

BRENTRUP F, LAMMEL J (2009): Treibhausgasbilanz der Mineraldüngung. In: Bundesarbeitskreis Düngung (BAD) (Hrsg.): Die Welt ernähren, das Klima schonen – Herausforderungen für Pflanzenproduktion und Düngung. Tagung des Verbandes der Landwirtschaftskammern e. V. (VLK) und des Bundesarbeitskreises Düngung (BAD) am 21. und 22. April 2009 in Würzburg. Bundesarbeitskreis Düngung (BAD), Frankfurt/Main, S. 61-71

BRINGEZU S, SCHÜTZ H, O´BRIEN M, HOWARTHZ R, MCNEELY J (2009): Towards sustainable production and use of resources: Assessing Biofuels. International Panel for Sustainable Resource Management, United Nations Environmental Programme (UNEP). Nairobi.

BRINGEZU S, O´BRIEN M, SCHÜTZ H (2012): Beyond biofuels: Assessing global land use for domestic consumption of biomass: A conceptual and empirical contribution to sustainable management of global resources. Land Use Policy, Vol. 29 (1), 224–232

BRONSON KF, MOSIER AR (1994): Suppression of methane oxidation in aerobic soil by nitrogen fertilizers, nitrification inhibitors and urease inhibitors. Biology and Fertility of Soils 17, 263-268

BRONSON KF, MOSIER AR, BISHNOI SR (1992): Nitrous-oxide emissions in irrigated corn as affected by nitrification inhibitors. Soil Science Society of America Journal 56, 161-165

BRUNOTTE J (2011): Persönliche Kommunikation: Ergebnisse aus Feldversuchen zur Herbstdüngung von Ackerkulturen in Mitteldeutschland, mehrere Jahre

BRUNOTTE J (2007): Konservierende Bedenbearbeitung als Beitrag zur Minderung von Bodenschadverdichtungen, Bodenerosion, Run off und Mykotoxinbildung im Getreide. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Braunschweig

BRUNOTTE J, SOMMER C (2009): Konservierende Bodenbearbeitung aus Sicht der Wissenschaft. In: AMAZONEN-WERKE (Hrsg.): Intelligenter Pflanzenbau. Amazonen-Werke, Hasbergen-Gaste

BUNDESARBEITSKREIS DÜNGUNG (BAD) (2009): Die Welt ernähren, das Klima schonen - Herausforderungen für Pflanzenproduktion und Düngung. Tagung des Verbandes der Landwirtschaftskammern e. V. (VLK) und des Bundesarbeitskreises Düngung (BAD) am 21. und 22. April 2009 in Würzburg. Bundesarbeitskreis Düngung (BAD), Frankfurt/Main

BUNDESNETZAGENTUR (2009): EEG Statistikbericht 2009. Bonn. http://www.bundesnetzagentur.de/SharedDocs/Downloads/DE/BNetzA/Sachgebie-te/Energie/ErneuerbareEnergienGesetz/Statistikberichte/110318StatistikberichtEEG2009.pdf;jsessionid=79CCDE62476B6AE9139C17808461F612?__blob=publicationFile

BUNDESSORTENAMT (2010): Beschreibende Sortenliste 2010 Getreide, Mais, Öl-und Faserpflanzen, Leguminosen, Rüben, Zwischenfrüchte. Bundessortenamt, Hannover

BURSCHEL P, KÜRSTEN E, LARSON BC (1993): Die Rolle von Wald und Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt – Eine Betrachtung für die Bundesrepublik Deutschland. Forstl. Forschungsberichte München, Nr. 126, 135 S.

BÜSCHER W (2008): Heizenergieeinsparung in der Tierhaltung. In: K. f. T. u. B. i. d. L. e. V. KTBL (Ed.), Energieeffiziente Landwirtschaft. KTBL-Vortragstagung vom 8. bis 9. April 2008 in Fulda. KTBL, Darmstadt, pp. 139-154

BUTTERBACH-BAHL K, LEIBLE L, KÄLBER S, KAPPLER G, RIESE R (2010): Treibhausgasbilanz nachwachsender Rohstoffe. KIT Scientific Reports 7556, Karlsruhe Institute of Technology, Karlsruhe

BYRNE K, A., CHOJNICKI B, CHRISTENSEN TR, DRÖSLER M, FREIBAUER A, FRIBORG T, FROLKING S, LINDROTH A, MAILHAMMER J, MALMER N, SELIN P, TURUNEN J, VALENTINI R, ZETTERBERG L (2004): EU Peatland: Current Carbon Stocks and Trace Gas Fluxes – Carbo GHG Europe. Lund - Sweden

CAPRIEL P (2010): Standorttypische Humusgehalte von Ackerböden in Bayern. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Schriftenreihe, 05/2010, Freising

CARRO MD, RANILLA MJ (2003): Influence of different concentrations of disodium fumarate on methane production and fermentation of concentrate feeds by rumen micro-organisms in vitro. British Journal of Nutrition, 90(3):617-623

CASEY J, HOLDEN N (2006a): Greenhouse Gas Emissions from Conventional, Agri-Environmental Scheme, and Organic Irish Suckler-Beef Units. J.Environ. Qual. 35:231-239

CASEY JW, HOLDEN NM (2006b): Quantification of GHG emissions from sucker-beef production in Ireland. Agricultural Systems 90, 79-98

CASEY JW, HOLDEN NM (2005): The relationship between greenhouse gas emissions and the intensity of milk production in Ireland. Journal of Environmental Quality 34, 429-436

CASEY JW, HOLDEN NM (2004): Analysis of greenhouse gas emissions from the average Irish milk production system. Agricultural Systems 86: 97–114.

CASSMAN KG, DOBERMANN A, WALTERS DT (2002): Agroecosystems, Nitrogen-use Efficiency, and Nitrogen Management. AMBIO: A Journal of the Human Environment 31, 132-140

CAU KIEL (2006): COMPASS: Vergleichende Analyse der pflanzlichen Produktion auf ökologischen und konventionellen Praxisbetrieben in Schleswig-Holstein. Endbericht. Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Kiel

CEDERBERG C. & FLYSJÖ A. (2004): Life Cycle Inventory of 23 Dairy farms in South-Western Sweden. The Swedish Institute for Food and Biotechnology. SIK-rapport Nr. 728 2004

CEDERBERG C, STADIG M (2003): System Expansion and Allocation in Life Cycle Assessment of Milk and Beef Production. Int J LCA 8 (6) 350-356 (2003)

CEDERBERG C, MATTSSON B (2000): Life Cycle Assessment of milk production – a comparison of conventional and organic farming. Journal of Cleaner Production 8 (2000) 49-60

CHANTIGNY MH, ROCHETTE P, ANGERS DA, MASSÉ D, CÔTÉ D (2004): Ammonia Volatilization and Selected Soil Characteristics Following Application of Anaerobically Digested Pig Slurry. Soil Sci. Soc. Am. J. 68, 306-312

CHAUCHEYRAS F, FONTY G, BERTIN G, GOUET P (1995): In vitro H2 utilization by a ruminal acetogenic bacterium cultivated alone or in association with an archaea methanogen is stimulated by a probiotic strain of Saccharomyces cerevisiae. Applied and Environmental Microbiology, 61:3466–3467

CHERR CM, SCHOLBERG JMS, MCSORLEY R (2006): Green Manure Approaches to Crop Production. Agronomy Journal 98, 302-319

CHIANESE DS, ROTZ CA, RICHARD TL (2009): Simulation of methane emissions from dairy farms to assess greenhouse gas reduction strategies. Transactions of the ASABE 52, 1313-1323

CHRISTENSEN TR, EKBERG A, STROM L, MASTEPANOV M, PANIKOV N, OQUIST M, SVENSSON BH, NYKANEN H, MARTIKAINEN PJ, OSKARSSON H (2003): Factors controlling large scale variations in methane emissions from wetlands. Geophysical Research Letters 30

CHRISTOPHER SF, LAL R (2007): Nitrogen Management Affects Carbon Sequestration in North American Cropland Soils. Critical Reviews in Plant Sciences 26, 45-64

CIAIS P, SOUSSANA JF, VUICHARD N, LUYSSAERT S, DON A, JANNSSENS IA, PIAO SL, DECHOW R, LATHIÈRE J, F.; M, WATTENBACH M, SMITH P, AMMANN C, FREIBAUER A, SCHULZE ED, TEAM ATCS (subm.): The greenhouse gas balance of European grasslands. In: B. Discussion (Hrsg.), S. 5997-6050

CLEMENS J, HAFERMANN C, CUHLS C (2009): Emissionen bei der Biogasproduktion – eine Analyse der Umweltrelevanz. In: FNR (Hrsg.) (2009): Tagungsband „Biogas in der Landwirtschaft – Stand und Perspektiven“. Gülzower Fachgespräche, Band 32, S. 142-147

CLEMENS J, TRIMBORN M, WEILAND P, AMON B (2006): Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. Agriculture Ecosystems & Environment 112, 171-177

CLEMENS J, WULF S (2003): Untersuchung der Emission direkt und indirekt klimawirksamer Spurengase (NH_3, N_20 und CH_4) während der Lagerung und nach der Ausbringung von Kofermentationsrückständen sowie Entwicklung von Verminderungsstrategien. Abschlussbericht an Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU-AZ 08912)

CLEMENS J, AHLGRIMM H-J (2001): Greenhouse gases from animal husbandry: mitigation options. Nutrient Cycling in Agroecosystems 60, 287-300

COLOMBATTO D, HERVÁS G, YANG WZ, BEAUCHEMIN KA (2003a): Effects of enzyme supplementation of a total mixed ration on microbial fermentation in continuous culture, maintained at high and low pH. Journal of Animal Science, 81:2617–2627

COLOMBATTO D, MORGAVI DP, FURTADO AF, BEAUCHEMIN KA (2003b): Screening of exogenous enzymes for ruminant diets: Relationship between biochemical characteristics and in vitro ruminal degradation. Journal of Animal Science, 81:2628–2638

CONANT RT, PAUSTIAN K, ELLIOTT ET (2001): Grassland management and conversion into grassland: Effects on soil carbon. Ecological Applications 11, 343-355

CONSTANTIN J, MARY B, LAURENT F, AUBRION G, FONTAINE A, KERVEILLANT P, BEAUDOIN N (2010): Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. Agriculture, Ecosystems & Environment 135, 268-278

CROSSON P, SHALLOO L, O'BRIEN D, LANIGAN GJ, FOLEY PA, BOLAND TM, KENNY DA (2011): A review of whole farm systems models of greenhouse gas emissions from beef and dairy cattle production systems. Animal Feed Science and Technology 166-67, 29-45

DALGAARD R, SCHMIDT J, HALBERG N, CHRISTENSEN P, THRANE M, PENGUE WA (2008): LCA of Soybean Meal. International Journal of LCA 13, 240-254

DALGAARD T, OLESEN JE, PETERSEN SO, PETERSEN BM, JØRGENSEN U, KRISTENSEN T, HUTCHINGS NJ, GYLDENKÆRNE S, HERMANSEN JE (2011): Developments in greenhouse gas emissions and net energy use in Danish agriculture - How to achieve substantial CO_2 reductions? Environmental Pollution In Press, Corrected Proof

DÄMMGEN U, DÖHLER H (2008): Das Modell GAS-EM zur Berechnung landwirtschaftlicher Emissionen im ökologischen Landbau. In: Hrsg. KTBL (2008): Klimawandel und Ökolandbau. KTBL-Schrift 472

DÄMMGEN U, HAENEL HD (2008): Emissions of greenhouse gases and gaseous air pollutants : a challenge for animal nutrition. Proceedings of the Society of Nutrition Physiology 17, 163-167

DÄMMGEN U, HAENEL HD, RÖSEMANN C, BRADE W, MÜLLER-LINDENLAUF M, EURICH-MENDEN B (2010a): An improved data base for the assessment of energy requirements, nitrogen and VS excretions of dairy cows in the German emission model GAS-EM as well as ammonia emission factors. vTI Agricultural and Forestry Research 60, 87-100

DÄMMGEN U, HAENEL H-D, RÖSEMANN C, EURICH-MENDEN B, Döhler, H (2010b): Derivation of TAN related ammonia emission factors in pig production. vTI Agricultural and Forestry research 60, 241-248.

DAMPNEY P, DYER C, GOODLASS G, CHAMBERS B (2006): Component report for Defra Project NT2605 (CSA 6579): WP1a Crop Responses. DEFRA (Department for Environment, Food and Rural Affairs). http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=NT2601_4056_TRP.doc (22.12.2010)

DANIEL J, SCHOLWIN F (2008): Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen. In: IFEU (Hrsg.)(2008): Optimierungen für einen nachhaltigen Ausbau der Biogaserzeugung und –Nutzung in Deutschland. Verbundprojekt gefördert vom BMU. F&E-Vorhaben, FKZ: 0327544, Heidelberg, Leipzig, Berlin, Darmstadt. Mai 2008

DANIEL J, VOGT R (2008): Substrate zur Biogaserzeugung. In: IFEU (Hrsg.)(2008): Optimierungen für einen nachhaltigen Ausbau der Biogaserzeugung und –Nutzung in Deutschland. Verbundprojekt gefördert vom BMU. F&E-Vorhaben, FKZ: 0327544, Heidelberg, Leipzig, Berlin, Darmstadt. Mai 2008

DAVIDSON EA (1991): Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. American Society for Microbiology, Washington.

DAVIES MG, SMITH KA und VINTEN AJA (2001): The mineralisation and fate of nitrogen following ploughing of grass and grass-clover swards. Biology and Fertility of Soils 33, 423-434

DBFZ (2011): Monitoring zur Wirkung des Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) auf die Entwicklung der Stromerzeugung aus Biomasse. Zwischenbericht März 2011

DBFZ (2010): Mögliche Ansätze zur Optimierung der THG-Bilanz von Biodiesel aus Raps. Studie im Auftrag der Union zur Förderung von Öl- und Proteinpflanzen. Deutsches Biomasse Forschungszentrum. Leipzig

DBV (DEUTSCHER BAUERNVERBAND) (2010): Strategiepapier: Klimaschutz durch und mit der Land- und Forstwirtschaft. DBV, Berlin. http://www.bauernverband.de/mediaarchiv/grab_pic_chris.php?id=131646

DE KLEIN CE R, VAN DER WEERDEN T (2010): Nitrous oxide emissions from the nitrogen cycle in livestock agriculture:estimation and mitigation. Earthscan, London

DE PONTI T, RIJK B, VAN ITTERSUM M (2012): The crop yield gap between organic and conventional agriculture. Agricultural Systems 108: 1-9

DECHOW R, FREIBAUER A (2011): Assessment of German nitrous oxide emissions using empirical modelling approaches. Nutrient Cycling in Agroecosystems 91, 235-254

DEFRA (2010): Consultation on reducing the horticultural use of peat in England. http://archive.defra.gov.uk/corporate/consult/peat/101217-peat-condoc.pdf

DEGRÉ A, DEBOUCHE C, VERHÉVE D (2007): Conventional versus alternative pig production assessed by multicriteria decision analysis. Agron. Sustain. Dev. 27 (2007) 185-195

DEITTERT C, MÜLLER-LINDENLAUF M, ATHMANN M, KÖPKE U (2008): Ökobilanz und Wirtschaftlichkeit ökologisch wirtschaftender Milchviehbetriebe mit unterschiedlicher Fütterungsintensität und Produktionsstruktur. Projektbericht an das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, BÖL-bericht ID-13567

DELUCCHI M (2010): Impacts of Biofuels on climate change, water use, and land use. Ann. N.Y. Acad. Sci. 1195 (2010) 28-45

DENMAN SE, TOMKINS NW, MCSWEENEY CS (2007): Quantitation and diversity analysis of ruminal methanogenic populations in response to the antimethanogenic compound bromochloromethane. FEMS Microbiology Ecology, 62(3):313-322

DENNERT J (2007): N-Spätdüngung in Winterweizen, um das Ertragspotential auszuschöpfen und die geforderte Qualität zu erreichen; Optimierung von Termin und Menge In: T. Versuchsstation Roggenstein, WZ-Weihenstephan (Hrsg.). http://www.wzw.tum.de/pbpz/pdf/ND_sp_07.pdf (31.05.12)

DIACONO M, MONTEMURRO F (2010): Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. Agronomy for Sustainable Development 30, 401-422

DIEPOLDER M (2011): Zeitlich gestaffelte Güllegaben und Wachstumsverlauf. In: ELSÄßER M, DIEPOLDER M, HUGUENIN-ELIE O, PÖTSCH E, NUßBAUM H, MESSNER J (Hrsg.): Gülle 11: Gülle- und Gärrestdüngung auf Grünland. Internationale Tagung am 17. und 18.10.2011 im Kloster Reute. LAZ BW, Aulendorf, S. 138-139

DIEPOLDER M und RASCHENBACHER S (2011): Nitratbelastung unter Grünlandflächen - Versuchsergebnisse aus Bayern. In: ELSÄßER M, DIEPOLDER M, HUGUENIN-ELIE O, PÖTSCH E, NUßBAUM H, MESSNER J (Hrsg.): Gülle 11: Gülle- und Gärrestdüngung auf Grünland. Internationale Tagung am 17. und 18.10.2011 im Kloster Reute. LAZ BW, Aulendorf, S. 190-194.

DIERSCHKE H, BRIEMLE D (2002): Wiesen, Weiden und verwandte Staudenfluren. Stuttgart

DIEZ-LOPEZ JA, HERNAIZ-ALGARRA P, ARAUZO-SANCHEZ M, CARRASCO-MARTIN I (2008): Effect of a nitrification inhibitor (DMPP) on nitrate leaching and maize yield during two growing seasons. Spanish Journal of Agricultural Research 6, 294-303

DILLON P, BERRY DP, BUCKLEY F, HORAN B (2006): Consequences of genetic selection for increased milk production in EUropean seasonal pasture based syetms of milk production. Livestock Science, 99:141-158

DILZ K, VAN BRAKEL GD, RICHARDS IR (1985): Effects of uneven fertiliser spreading on crop yield and quality. The International Fertiliser Society - Proceeding

DITTERT K (2009): Emission klimarelevanter Spurengase in intensiven Ackerbaufruchtfolgen und bei der Bewirtschaftung von Grünland. In: Bundesarbeitskreis Düngung (BAD) (Hrsg.): Die Welt ernähren, das Klima schonen - Herausforderungen für Pflanzenproduktion und Düngung. Tagung des Verbandes der Landwirtschaftskammern e. V. (VLK) und des Bundesarbeitskreises Düngung (BAD) am 21. und 22. April 2009 in Würzburg. Bundesarbeitskreis Düngung (BAD), Frankfurt/Main, S. 51-60

DITTERT K, BOL R, KING R, CHADWICK D, HATCH D (2001): Use of a novel nitrification inhibitor to reduce nitrous oxide emission from 15N-labelled dairy slurry injected into soil. Rapid Communications in Mass Spectrometry 15, 1291-1296

DLG (2009): Hähnchenmast Ergänzung der Broschüre „Bilanzierung der Nährstoffausscheidungen landwirtschaftlicher Nutztiere – Arbeiten der DLG/Band 199 des DLG-Arbeitskreises Futter und Fütterung. DLG-Verlags-GmbH, Frankfurt/Main

DLG (2008): Abschätzung der Stickstoffausscheidung bei der Milchkuh auf Basis von Milchharnstoffgehalt und Milchleistung. Ergänzung zur Broschüre „Bilanzierung der Nährstoffausscheidungen landwirtschaftlicher Nutztiere“ – Arbeiten der DLG/Band 199. In: D.-A. F. u. Fütterung (Hrsg.). DLG. http://www.etracker.de/lnkcnt.php?et=mjVFaK&url=http://www.dlg.org/fileadmin/downloads/fachinfos/futtermittel/02AbschaetzungStickstoffausscheidungMilchkuh.pdf&lnkname=02AbschaetzungStickstoffausscheidungMilchkuh.pdf

DLG (2006): DLG-Merkblatt 350: N-Düngung effizient gestalten. DLG, Frankfurt am Main

DLG (2005): Bilanzierung der Nährstoffausscheidungen landwirtschaftlicher Nutztiere. DLG-Verlags-GmbH, Frankfurt/Main

DOBBIE KE, MCTAGGART IP, SMITH KA (1999): Nitrous oxide emissions from intensive agricultural systems: Variations between crops and seasons, key driving variables, and mean emission factors. Journal of Geophysical Research, 104, 26891-26899

DOBBIE KE, SMITH KA (2003): Impact of different forms of N fertilizer on N_2O emissions from intensive grassland. Nutrient Cycling in Agroecosystems 67, 37-46

DÖHLER H, HORLACHER D (2010): Ammoniakemissionen organischer Düngemittel. In: KTBL (Hrsg.): Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden. KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.), Darmstadt, S. 51-71

DÖHLER H, VANDRÉ R, WULF S, EURICH-MENDEN B (2011): Abdeckung von Güllelagerbehältern – Stand der Technik. In*:* I. f. A. e. T. u. T. Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, ed. Bautagung Raumberg-Gumpenstein 2011 – Neue Herausforderungen und Strategien in der Rinder- und Schweinehaltung, 18. und 19. Mai 2011, Raumberg-Gumpenstein. Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 45-48. http://www.raumberg-gumpenstein.at/c/index.php?option=com_docman&Itemid =100034&task=doc_download&gid=4417&lang=de [Accessed 18. und 19. Mai 2011]

DÖHLER H, GREBE S, HÄUßERMANN U (2009): Düngewirkung von Gärresten. In: FNR (Hrsg.) (2009): Tagungsband „Biogas in der Landwirtschaft – Stand und Perspektiven“. Gülzower Fachgespräche, Band 32, S. 223-235

DÖHLER H, EURICH-MENDEN B, DÄMMGEN U, OSTERBURG B, LÜTTICH M, BERGSCHMIDT A, BERG W, BRUNSCH R (2002): BMELV/UBA-Ammoniak-Emissionsinventar der deutschen Landwirtschaft und Minderungsszenarien bis zum Jahr 2010. Forschungsbericht 299 42 256/02. Texte 05/02. Umweltbundesamt Berlin

DOLAN MS, CLAPP CE, ALLMARAS RR, BAKER JM, MOLINA JAE (2006): Soil organic carbon and nitrogen in a Minnesota soil as related to tillage, residue and nitrogen management. Soil & Tillage Research 89, 221-231

DON A, OSBORNE B, HASTINGS A, SKIBA U, METTE S, DREWER CJ, FLESSA H, FREIBAUER A, HYVÖNEN N, JONES MB, LANIGAN GJ, MANDER UL, MONTI A, DJOMO SN, VALENTINE J, WALTER K, ZEGADALIZARAZU W, ZENONE T (2011): Land-use change to bioenergy production in Europe: implications for the greenhouse gas balance and soil carbon, Global Change Biology, S. 1-20

DON A, SCHOLTEN T, SCHULZE ED (2009): Conversion of cropland into grassland: Implications for soil organic-carbon stocks in two soils with different texture. Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde 172, 53-62

DRINKWATER L, WAGONER P, SARRANTONIO M (1998): Legumebased cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses. Nature 396: 262–265

DRÖSLER M (2005): Trace gas exchange and climatic relevance of bog ecosystems, Southern Germany Lehrstuhl für Vegetaionsökologie - Department für Ökologie, Technische Universität München, München

DRÖSLER M, ADELMANN W, AUGUSTIN J, BERGMAN L, BEYER C, CHOJNICKI B, FÖRSTER C, FREIBAUER A, GIEBELS M, GÖRLITZ S, HÖPER H, KANTELHARDT J, LIEBERSBACH H, HAHN-SCHÖFL M, MINKE M, PETSCHOW U, PFADENHAUER J, SCHALLER L, SCHÄGNER P, SOMMER M, THUILLE A, WEHRHAN M (unveröffentlicht): Klimaschutz durch Moorschutz Schlussbericht des Vorhabens „Klimaschutz – Moornutzungsstrategien“ 2006-2010. TUM Weihenstephan, Freising

DRÖSLER M, SCHALLER L, KANTELHARDT J, SCHWEIGER M, FUCHS D, TIEMEYER B, AUGUSTIN J, WEHRHAN M, FÖRSTER C, BERGMANN L, KAPFER A, KRÜGER GM (2012): Beitrag von Moorschutz und -revitalisierungsmaßnahmen zum Klimaschutz am Beispiel von Naturschutzgroßprojekten Natur und Landschaft - Zeitschrift für Naturschutz und Landschaftspflege 87, 70-76

DRÖSLER M, FREIBAUER A, ADELMANN W, AUGUSTIN J, BERGMAN L, BEYER C, CHOJNICKI B, FÖRSTER C, GIEBELS M, GÖRLITZ S, HÖPER H, KANTELHARDT J, LIEBERSBACH H, HAHN-SCHÖFL M, MINKE M, PETSCHOW U, PFADENHAUER J, SCHALLER L, SCHÄGNER P, SOMMER M, THUILLE A, WEHRHAN M (2011): Klimaschutz durch Moorschutz in der Praxis - Ergebnisse des BMBF-Verbundprojektes "Klimaschutz - Moornutzungsstrategien" 2006-2010. Arbeitsberichte aus dem vTI-Institut für Agrarrelevante Klimaforschung. Braunschweig, Berlin, Freising, Jena, Müncheberg, Wien. 04/2011

DRÖSLER M, FREIBAUER A, CHRISTENSEN T und FRIBORG T (2008): Observation and status of peatland greenhouse gas emission in Europe. in: DOLMAN H, VALENTINI R, FREIBAUER A (Hrsg.) Ecological Studies, Observing the continental scale Greenhouse Gas Balance of Europe, S. 243-262

DRURY CF, REYNOLDS WD, TAN CS, WELACKY TW, CALDER W, MCLAUGHLIN NB (2006): Emissions of Nitrous Oxide and Carbon Dioxide: Influence of Tillage Type and Nitrogen Placement Depth. Soil Sci Soc Am J 70, 570-581

DÜNGEMITTELVERORDNUNG (2008): Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung - DüMV) vom 16. Dezember 2008.

DYCKMANS A (1986): Die Bedeutung des Weißklees (Trifolium repens L.) im Dauergrünland – sein Beitrag zur Ertragsleistung und Stickstoffversorgung bei abgestuft intensiver Nutzung. Institut für Grünland- und Futterpflanzenforschung der FAL und Institut für Pflanzenbau der Universität Hohenheim. Universität Hohenheim, Braunschweig, Stuttgart

EAGLE JE, HENRY LR., OLANDER LP, HAUGEN-KOZYRA K, MILLAR N, ROBERTSON GP (2010): Greenhouse gas mitigation potential of agricultural land management in the United States. In: R. N. R. 10-04 (Hrsg.). Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions, Duke University, USA

EBERS H, FORSTNER B (2010): Halbzeitbewertung von PROFIL: Teil 2 - Kapitel 4; Modernisierung landwirtschaftlicher Betriebe (ELER-Code 121). vTI, Braunschweig

ECCP (EUROPEAN CLIMATE CHANGE PROGRAMME) (2003): Working Group Sinks Related to Agricultural Soils Final Report. European Commission, DG Environment. ec.europa.eu/environment/climat/pdf/finalreport_agricsoils.pdf (30.06.10)

ECKARD RJ, GRAINGER C, DE KLEIN CAM (2010): Options for the abatement of methane and nitrous oxide from ruminant production: A review. Livetsock Science, 130 (2010): 47-56

ECKERT H, BREITSCHUH G, SAUERBECK DR (2000): Criteria and standards for sustainable agriculture. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 163, 337-351

EDDE (2007) Entsorgergemeinschaft der Deutschen Entsorgungswirtschaft e.V.: Grünabfälle – besser kompostieren oder energetisch verwerten? Vergleich unter den Aspekten der CO_2-Bilanz und der Torfsubstitution. EdDE-Dokumentation 11

EDER B, PAPST C, DAMHOFER B, EDER J, SCHMID H, HÜLSBERGEN K (2009): CO_2-Bilanz für Silomais zur Biogaserzeugung vom Anbau bis zur Stromeinspeisung. In: LfL (Hrsg.): Internationale Wissenschaftstagung Biogas Science 2009. Schriftenreihe 16/2009, Band 3, S. 717-719, Freising

EDMEADES DC (2003): The long-term effects of manures and fertilisers on soil productivity and quality: a review. Nutrient Cycling in Agroecosystems 66, 165-180

EDWARDS R, MULLIGAN D, MARELLI L (2010): Indirect Land Use Change from increased Biofuels demand. JRC Scientific and Technical Reports. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Energy, Ispra

EDWARDS R, SZEKERES S, NEUWAHL F, MAHIEU V, DE SANTI G (Ed.) (2008): Biofuels in the European Context: Facts and Uncertainties. European Commission, Joint Research Centre, European Communities. http://ec.europa.eu/dgs/jrc/downloads/jrc_biofuels_report.pdf

EFFENBERGER M, BACHMAIER H, KRÄNSEL E, LEHNER A, GRONAUER A (2010): Wissenschaftliche Begleitung der Pilotbetriebe zur Biogasproduktion in Bayern. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Schriftenreihe 1/2010, Freising

EHLERT D, THÖLE H (Hrsg.) (2008): Praktische Erprobung und Einführung von sensorgestützten Verfahren der Düngung und des Pflanzenschutzes zur Verbesserung von Umweltverträglichkeit, Nachhaltigkeit und Wirtschaftlichkeit in der Getreide- und Grünfutterproduktion – Schlussbericht zum Projekt 03UM010 der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung. Leibniz-Institut für Agrartechnik Potsdam-Bornim E.V. ATB, Potsdam-Bornim

EICKLER B, GIERUS M (2007): Sekundäre Pflanzeninhaltsstoffe in Futterpflanzen und deren Bedeutung. In*:* R. Roßberg, (Hrsg.) 48. Fachtagung des DLG-Ausschusses „Gräser, Klee und Zwischenfrüchte“ Züchtungsperspektiven und Saatgutproduktion bei Gräsern, Klee und Zwischenfrüchten, 06.11.2007 2007 Bonn. Frankfurt: DLG, 51-60. http://www.dlg.org/fileadmin/downloads/dates/graeser/fachtagung48.pdf

EIKHOUT B, VAN DEN BORN G, NOTENBOOM J, VAN OORSCHOT M, ROS J, VAN VUUREN D, WESTHOEK H (2008): Local and global consequences of the EU renewable directive for Biofuels: testing the sustainability criteria. Netherlands Environmental Assessment Agency, Bilthoven, MNP Report 500143001/2008

EILER T (2009): Ausnahmegenehmigung von der sechsmonatigen Mindestlagerkapazität für Gülle und Jauche. http://www.lwk-niedersachsen.de/download.cfm/file/340,2bb659d6-237d-eebf-5ecc9dff425f3364~pdf.html

ELGERSMA A, HASSINK J (1997): Effects of white clover (*Trifolium repens* L.) on plant and soil nitrogen and soil organic matter in mixtures with perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.). Plant and Soil 197(2):177-186.

ELSÄßER M (2011): Effekte von im Herbst und frühem Frühjahr gegebenen Güllegaben auf zu unterschiedlichen Zeitpunkten im Frühjahr geerntete Aufwüchse von Deutschem Weidelgras. In: ELSÄßER M, DIEPOLDER M, HUGUENIN-ELIE O, PÖTSCH E, NUßBAUM H, MESSNER J (Hrsg.): Gülle 11: Gülle- und Gärrestdüngung auf Grünland. Internationale Tagung am 17. und 18.10.2011 im Kloster Reute. LAZ BW, Aulendorf, S. 344-347

ELSÄßER M (1999): Auswirkungen reduzierter Stickstoffdüngung auf Erträge, Futterwert und Botanische Zusammensetzung von Dauergrünland sowie Nährstoffverhältnisse im Boden. Wissenschaftlicher Fachverlag, Gießen.

EMEP (2009): Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmissions of air pollutants in Europe Officially Reported Emission Data. http://www.ceip.at/emission-data-webdab/submissions-underclrtap/2009-submissions/

ERIKSEN J, LEDGARD S, LUO J, SCHILS R, RASMUSSEN J (2010): Environmental impacts of grazed pastures. Grassland in a changing world. Proceedings of the 23rd General Meeting of the European Grassland Federation, Kiel, Germany, 29th August - 2nd September 2010. Mecke Druck und Verlag, S. 880-890. <Go to ISI>://CABI:20103325835

ERNST P (1995): Futterproduktion, tierische Leistung und Nährstoffbilanz bei differenzierter Stickstoffdüngung und Beweidung auf Dauergrünland. VDLUFA-Schriftenreihe, Kongreßband 1995

ESTAVILLO JM, MERINO P, PINTO M, YAMULKI S, GEBAUER G, SAPEK A, CORRE W (2002): Short term effect of ploughing a permanent pasture on N_2O production from nitrification and denitrification. Plant and Soil 239, 253-265

EURICH-MENDEN B, DÖHLER H, VAN DEN WEGHE H (2010): Ammoniakemissionsfaktoren im landwirtschaftlichen Emissionsinventar - Teil 1: Milchvieh. Landtechnik 65 (6), 434-436

EUROPÄISCHE KOMMISSION (2011): A Roadmap for moving to a competitive low carbon economy in 2050. Europäische Kommission, Brüssel

EUROPÄISCHE KOMMISSION (2010): Report from the Commission to the Council and the European Parliament. COM(2010); Brüssel

EUROPÄISCHE KOMMISSION (2005): Biomass action plan. COM(2005) 628 final; Brüssel

FACHVERBAND BIOGAS (2011): Branchenzahlen 2011 und Branchenentwicklung 2012/2013. Freising. http://www.biogas.org/edcom/webfvb.nsf/id/DE_Branchenzahlen/$file/12-06-01_Biogas%20Branchenzahlen%202011-2012-2013.pdf

FAGERIA NK (2007): Green Manuring in Crop Production. Journal of Plant Nutrition 30, 691-719

FALCONER K, WHITBY M (1999): The invisible cost of scheme implementation and administration. In: HUYLENBROECK G van, WHITBY M (eds) (1999) Countryside stewardship: farmers, policies and markets. Amsterdam: Pergamon: 67-88

FALKENBERG HB (BTH) (2008): Torfimporte aus dem Baltikum – Bedeutung für die Torf- und Humuswirtschaft in Deutschland. Bergbau 03/08, 132-135

FAO (2006): Livestock's long shadow. http://www.fao.org/docrep/010/a0701e/a0701e00.HTM

FAPRI (FOOD AND AGRICULTURAL POLICY RESEARCH INSTITUTE) (2011): FAPRI-ISU 2011 World Agricultural Outlook Database. http://www.fapri.iastate.edu/tools/outlook.aspx (10.01.2012)

FARGIONE J, HILL J, TILMAN D, POLASKY S, HAWTHORNE P (2008): Land clearing and the biofuel carbon debt, Science 319, 1235–1238

FEHRENBACH H, GIEGRICH J, REINHARDT G, RETTENMAIER N (2009): Synopse aktueller Modelle und Methoden zu indirekten Landnutzungsänderungen ILUC. Institut für Energie- und Umweltforschung, Heidelberg

FELLER B (2008): Elektroenergieeinsparung in der Tierhaltung. In: K. f. T. u. B. i. d. L. e. V. KTBL (Ed.), Energieeffiziente Landwirtschaft. KTBL-Vortragstagung vom 8. bis 9. April 2008 in Fulda. KTBL, Darmstadt, pp. 155-161

FLACHOWSKY G, BRADE W (2007): Potenziale zur Reduzierung der Methan-Emissionen bei Wiederkäuern. Züchtungskunde, 79(6):417-465

FLACHOWSKY G, LEBZIEN P (2009): Comments on in vitro studies with methane inhibitors. Animal Feed Science and Technology, 151(2009):337-339

FLACHOWSKY G, LEBZIEN P (2007): Lebensmittelliefernde Tiere und Treibhausgase - Möglichkeiten der Tierernährung zur Emissionsminderung. Übersichten zur Tierernährung 35, 191-231

FLACHOWSKY G, LEBZIEN P (2005): Weniger Spurengase durch gezielte Ernährung der Nutztiere - Potenziale und Einflussmöglichkeiten bei Wiederkäuern und Nichtwiederkäuern. ForschungsReport 1/2005, 7-9

FLEEGE F (2008): Spermasexing beim Rind. In: Sächsische BauernZeitung, 49. Jg., 1. Woche, S. 30-31

FLEISCHER P, METZNER M, BEYERBACH M, HOEDEMAKER M, KLEE W (2001): The relationship between milk yield and the incidence of some diseases in dairy cows. J. Dairy Sci. , 84:2025-2035

FLESSA H, RUSER R, DÖRSCH P, KAMP T, JIMENEZ MA, MUNCH JC, BEESE F (2002a): Integrated evaluation of greenhouse gas emission from two farming systems in southern Germany. Agriculture Ecosystems Environment 91, 175-189

FLESSA H, RUSER R, SCHILLING R, LOFTFIELD N, MUNCH JC, KAISER EA, BEESE F (2002b): N_2O and CH_4 fluxes in potato fields: automated measurement, management effects and temporal variation. Geoderma 105, 307-325

FLESSA H, WILD U, KLEMISCH M, PFADENHAUER J (1998): Nitrous oxide and methane fluxes from organic soils under agriculture. European Journal of Soil Science, June 1998, 49, 327-335

FLESSA H, DORSCH P, BEESE F, KONIG H, BOUWMAN AF (1996): Influence of cattle wastes on nitrous oxide and methane fluxes in pasture land. Journal of Environmental Quality 25, 1366-1370

FLESSA H, BEESE F (1995): Effects of sugar-beet residues on soil redox potential and nitrous-oxide emission. Soil Science Society of America Journal 59, 1044-1051

FLESSA H, DORSCH P, BEESE F (1995): Seasonal variation of N_2O and CH_4 fluxes in differently managed arable soils in Southern Germany. Journal of Geophysical Research-Atmospheres 100, 23115-23124

FLIEßBACH A, OBERHOLZER H, GUNST L, MÄDER P (2007): Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. Agriculture, Ecosystems & Environment 118(1-4):273-284

FNR (2010b): Biogas-Messprogramm II. Hrsg.: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V., Gülzow. Erstellt durch das Johann Heinrich von Thünen-Institut, Institut für Agrartechnologie und Biosystemtechnik, Braunschweig

FNR (2010c): Kraftstoffe – Einführung. Fachagentur nachwachsende Rohstoffe e. V., Gülzow. http://www.bio-kraftstoffe.info/kraftstoffe/einfuehrung/

FNR (2005): Biogas-Messprogramm. Hrsg.: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR), Gülzow. Erstellt durch die Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Braunschweig

FOEREID B, HØGH-JENSEN H (2004): Carbon sequestration potential of organic agriculture in northern Europe – a modelling approach. Nutrient Cycling *in Agroecosystems* 68, No.1, p. 13-24

FREIBAUER A, ROUNSEVELL MDA, SMITH P, VERHAGEN J (2004): Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. Geoderma 122, 1-23

FRESE D (2009): Sperma Sexing in der praktischen Anwendung. Züchtungskunde, , 81(1): 7-13

FRICK R (1999): Verteilgeräte an Güllefässern: Grosse Unterschiede bezüglich Arbeitsbreite und Verteilgenauigkeit. FAT-Berichte (Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik (FAT)) 531

FRICK R, MENZI H (1997): Hofdüngeranwendung: wie Ammoniakverluste vermindern? Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik (FAT), Tänikon

FRIEDEL JK (2000): The effect of farming system on labile fractions of organic matter in Calcari-epileptic regosols. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 163: 41–45

FRITSCHE U, EBERLE U (2007): Treibhausgasemissionen durch Erzeugung und Verarbeitung von Lebensmitteln – Arbeitspapier. Öko-Institut e.V., Darmstadt/Hamburg, http://www.oeko.de/oekodoc/328/2007-011-de.pdf (2.6.2012)

FRITSCHE U, HENNENBERG K, HERMANN A, HÜNECKE K, HERRERA R, FEHRENBACH H, ROTH E, HENNECKE A, GIEGRICH J (2010): Entwicklung von Strategien und Nachhaltigkeitsstandards zur Zertifizierung von Biomasse für den internationalen Handel. Hrsg.: Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau

FRITSCHE U, HENNENBERG K, HÜNECKE K (2010): Sustainability Standards for internationally traded Biomass The “iLUC Factor” as a Means to Hedge Risks of GHG Emissions from Indirect Land Use Change. Working Paper of Öko-Institut

FRITSCHE U, HENNENBERG K, HERMANN A, HÜNECKE K, SCHULZE F, WIEGMANN K, FEHRENBACH H, ROTH E, HENNECKE A, GIEGRICH J (2009): Nachhaltige Bioenergie: Stand und Ausblick. Zusammenfassung bisheriger Ergebnisse des Forschungsvorhabens „Entwicklung von Strategien und Nachhaltigkeitsstandards zur Zertifizierung von Biomasse für den internationalen Handel“. Öko-Institut e. V., Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg. Darmstadt und Heidelberg

FRITSCHE U, WIEGMANN K (2008): Treibhausgasbilanzen und kumulierter Primärenergieverbrauch von Bioenergie-Konversionspfaden unter Berücksichtigung möglicher Landnutzungsänderungen. Externe Expertise für das WBGU-Hauptgutachten „Welt im Wandel: Zukunftsfähige Bioenergie und nachhaltige Landnutzung“. Öko-Institut e. V., Darmstadt

FRITSCHE U, EBERLE U (2007): Treibhausgasemissionen durch Erzeugung und Verarbeitung von Lebensmitteln – Arbeitspapier. Öko-Institut e.V., Darmstadt

FROSCH W (2006): Experimentelle Untersuchungen zum Einsatz von Flüssigmist-Additiven zur Emissionsminderung umweltrelevanter Gase und Verbesserung der Fließeigenschaften des Flüssigmistes - dargestellt am Beispiel der Ferkelaufzucht. Forschungsbericht Agrartechnik des Arbeitskreises Forschung und Lehre der Max-Eyth-Gesellschaft Agrartechnik im VDI (VDI-MEG). Habilitationsschrift des Institutes für Agrar-und Ernährungswissenschaften (Professur für Landtechnik, Umwelt-und Kommunaltechnik), Halle (Saale)

FÜRST C (2002): Merkmalsantagonismen in der Rinderzucht. In: Rinderzüchter, Z.A.ö. ed. Leistungszucht und Leistungsgrenzen beim Rind. Vienna: Zentrale Arbeitsgemeinschaft österreichischer Rinderzüchter, pp. 47-54

GANDORFER M, MEYER-AURICH A und KAPFER M (2010): Ökonomische Aspekte von Precision Farming - aktueller Stand und Perspektiven. In*:* C. e. a. Grohsebner, (Hrsg.) Land- und Ernährungswirtschaft 2020 - 20. Jahrestagung der Österreichischen Gesellschaft für Agrarökonomie, 23.-24. September 2010 2010 Universität für Bodenkultur, Wien. Österreichische Gesellschaft für Agrarökonomie, 69-70 http://oega.boku.ac.at/fileadmin/user_upload/Tagung/2010/Short_paper_2010/35_Gandorfer-OEGA_TB_2010.pdf

GANDORFER M (2006): Bewertung von Precision Farming dargestellt am Beispiel der teilflächenspezifischen Stickstoffdüngung. Lehrstuhl für Wirtschaftslehre des Landbaues. Technischen Universität München, München. http://deposit.ddb.de/cgi-bin/dokserv?idn=98039810x&dok_var=d1&dok_ext=pdf&filename=98039810x.pdf (08.10.2010)

GARCIA-RUIZ R, BAGGS EM (2007): N_2O emission from soil following combined application of fertiliser-N and ground weed residues. Plant and Soil 299, 263-274

GÄRTNER S (2009):Wie ökologisch ist Biogas. In: FNR (Hrsg.)(2009): Tagungsband „Biogas in der Landwirtschaft – Stand und Perspektiven. Gülzower Fachgespräche, Band 32, S. 163-172

GÄRTNER S, MÜNCH J, REINHARDT G, VOGT R (2008): Ökobilanzen. In: IFEU (Hrsg.) (2008): Optimierungen für einen nachhaltigen Ausbau der Biogaserzeugung und -nutzung in Deutschland. Verbundprojekt gefördert vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. F&E-Vorhaben, FKZ: 0327544, Heidelberg, Leipzig, Berlin, Darmstadt. Mai 2008

GATTINGER A, HÖRTENHUBER S, KLOCKE P, LINDENTHAL T, SCHADER C. (2011): Strategien zur Reduzierung der Treibhausgasemissionen in der ökologischen Milchviehhaltung. In: KTBL (Hrsg.), Emissionen der Tierhaltung, Treibhausgase, Umweltbewertung, Stand der Technik, S. 340-344

GEIDEL K, FLENKER J, BOKELMANN W (2011): Ergebnisse einer Expertenbefragung im Rahmen von ZINEG – Erste Ergebnisse aus der ökonomischen Begleitforschung. Zentrum für Betriebswirtschaft im Gartenbau e. V., Humboldt-Universität zu Berlin

GERHOLD KHZ (2006): Späte Düngung, volle Wirkung.Gülledüngung im Spätherbst auf Grünland – Sinn oder Unsinn? Eine Frage, die immer wieder gestellt wird. Vor allem auch hinsichtlich der Auswaschung von Nitrat. http://www.nachhaltigkeit.at/article/articleview/53020/1/4989 (30.03.2011)

GIERUS M, HERRMANN A, TAUBE F (2007): In vitro-Untersuchungen zum Abbau von Rohprotein verschiedener Futterleguminosen, Deutschem Weidelgras und Silomais Züchtungskunde 79, 466-475

GILHESPY S, WEBB J, RETTER A, CHADWICK D (2006): Dependence of ammonia emissions from housing on the time cattle spent inside. Journal of Environmental Quality 35, 1659-1667

GLEMNITZ M, PLATEN R, SAURE C (2008): Auswirkungen des Anbaus von Energiepflanzen auf die Biodiversität: Bewertungsmethodik und Einfluss des Anbauverfahrens. In: KTBL (Hrsg.) (2008): Ökologische und ökonomische Bewertung nachwachsender Energieträger. KTBL-Tagung vom 8. bis 9. September 2008 in Aschaffenburg

GLOVER JD, REGANOLD JP, ANDREWS PK (2000): Systematic method for rating soil quality of conventional, organic, and integrated apple orchards in Washington State. Agriculture, Ecosystems & Environment 80: 29–45

GODFREY D, HAWKESFORD MJ, POWERS SJ, MILLAR S, SHEWRY PR (2010): Effects of Crop Nutrition on Wheat Grain Composition and End Use Quality. Journal of Agricultural and Food Chemistry 58, 3012-3021

GOERITZ M, LOGES R, TAUBE F (2009): Analyse des Anbaupotentials tanninreicher Futterpflanzen. In*:* BERENDONK C, RIEHL G (Hrsg.) Futterbau und Klimawandel: Grünlandbewirtschaftung als Senke und Quelle für Treibhausgase. 53. Jahrestagung der Arbeitsgemeinschaft Grünland

GORDON R, JAMIESON R, RODD V, PATTERSON G, HARZ T (2001): Effects of surface manure application timing on ammonia volatilization. Canadian Journal of Soil Science 81, 525-533

GORHAM E, ROCHEFORT L (2003): Peatland restoration: A brief assessment with special reference to Sphagnum bogs. Wetlands Ecology and Management 11, 109-119

GRAINGER C, CLARKE T, AULDIST MJ, BEAUCHEMIN KA, MCGINN SM, WAGHORN GC, ECKAR RJ (2009): Potential use of Acacia mearnsii condensed tannins to reduce methane emissions and nitrogen excretion from grazing dairy cows. Canadian Journal of Animal Science 89, 241-251

GRANLI T, BOCKMAN OC (1995): Nitrous oxide (N_2O) emissions from soils in warm climates. Fertilizer Research 42, 159-163

GRAß R, SCHEFFER K (2003): Direkt- und Spätsaat von Silomais nach Wintererbsen-vorfrucht – Erfahrungen aus Forschung und Praxis. In*:* 7. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau "Ökologischer Landbau der Zukunft", 24.-26.2.2003 2003 Wien. 45-48. http://www.orgprints.org/00001231/ [Accessed 24.- 26.2.2003]

GRIEßHAMMER R, BROMMER E, GATTERMANN M, GRETHER S, KRÜGER M, TEUFEL J, ZIMMER W (2010): CO_2-Einsparpotenziale für Verbraucher. Öko-Institut e.V., Freiburg

GRIGAL D, BERGUSON W (1998): Soil Carbon Changes Associated With Short-Rotation Systems. Biomass and Bioenergy Vol. 14, No. 4, pp. 371-377, 1998

GROß D (2006): Das Erntegut beproben Nährstoffgehalt des Futtergetreides schwankt von Jahr zu Jahr Bayrisches Landwirtschaftliches Wochenblatt 2006, 38-39

GUAN H, WITTENBERG KM, OMINSKI KH, KRAUSE DO (2006): Efficacy of ionophores in cattle diets for mitigation of enteric methane. Journal of Animal Science, 84:1896-1906

GUO LB, GIFFORD RM (2002): Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. Global Change Biology 8, 345-360

GUTIERREZ O, SURBAKTI N, HAQ A, CAREY JB, BAILEY CA (2008): Effect of Continuous Multiphase Feeding Schedules on Nitrogen Excretion and Broiler Performance. J APPL POULT RES 17, 463-470

GUTSER R, EBERTSEDER T, SCHRAML M, VON TUCHER S, SCHMIDHALTER U (2010): Stickstoffeffiziente und umweltschonende organische Düngung. In: KTBL (Hrsg.): Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden. KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.), Darmstadt, S. 31-50

GUTSER R (2006): Bilanzierung von Stickstoffflüssen im landwirtschaftlichen Betrieb zur Bewertung und Optimierung der Düngungsstrategien. Acta agriculturae Slovenica 87, 129 – 141

GUTSER R (1999): Langzeitwirkung nitrifikationsgehemmter Stickstoffdünger im Lysimeterversuch (1982-1998). VDLUFA-Kongressband 1999, S. 465-468

HAAS G, BRAND H, PUENTE DE LA VEGA M (2004): Stickstoffversorgung der Zweitfrüchte Feldgemüse und Mais nach Winterzwischenfrucht-Leguminosen. Geschäftsstelle Bundesprogramm Ökologischer Landbau in der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE), Bonn. http://orgprints.org/16765/1/16765%2D02OE318%2Dble%2Duni_bonn%2D2004%2Dwinterzwischenfrucht_leguminosen.pdf

HAAS G, WETTERICH F, KÖPKE U (2001): Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. Agriculture, Ecosystems and Environment 83 (2001) 43-53

HAAS G, KÖPKE U (1994): Vergleich der Klimarelevanz ökologischer und konventioneller Landbewirtschaf-tung. In: Enquete-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre" des Dt. Bundestages (Hrsg.), Bd. 1 Land-wirtschaft, Studienprogramm, Teilband 2, Studie H, 98 S. mit 33 S. Anhang. Economica-Verlag Bonn.

HADI A, JUMADI O, INUBUSHI K, YAGI K (2008): Mitigation options for N_2O emission from a corn field in Kalimantan, Indonesia. Soil Science and Plant Nutrition 54, 644-649

HAENEL HD, RÖSEMANN C, DÄMMGEN U, PODDEY E, FREIBAUER A, DÖHLER H, EURICH-MENDEN B, WULF S, DIETERLE M, OSTERBURG B (2012): Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990-2010 : report on methods and data (RMD) Submission 2012. Braunschweig: vTI, 394 p, Landbauforsch SH 356

HAENEL H-D, RÖSEMANN C, DÄMMGEN U, DÖHLER H, EURICH-MENDEN B, LAUBACH P, MÜLLER-LINDENLAUF M, OSTERBURG B (2010): Berechung der Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft - Nationaler Emissionsbericht (NIR) 2010 für 2008. Sonderheft Landbauforschung. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig

HAFERMANN C, CLEMENS J, CUHLS C, FRIEHE J, WEILAND P, LIEBETRAU J, DANIEL J (2009): Untersuchungen zu Treibhausgasemissionen bei der Biogaserzeugung aus nachwachsenden Rohstoffen. In: LFL (Hrsg.): Internationale Wissenschaftstagung Biogas Science 2009. Schriftenreihe 16/2009, Band 2, S. 429-436, Freising

HAGEMANN M, LATACZ-LOHMANN U (2010): Carbon Footprints von Milchproduktionssystemen weltweit. Wo steht Schleswig-Holstein? Schriftenreihe der Agrar- und Ernährungswissenschaftlichen Fakultät der Universität zu Kiel, Heft 116, 131-139

HALBERG N, HERMANSEN J, KRISTENSEN I, ERIKSEN J, TVEDEGAARD N, PETERSON B (2010): Impact of Organic pig production systems on CO_2 emissions, C-Sequestration and nitrate pollution. Agronomy for Sustainable Development. DOI: 10.1051/agro /2010006. http://www.agronomy-journal.org/

HALBERG N, ALROE H, KNUDSEN M, KRISTENSEN E (Hrsg.) (2005): Global Development of Organic agriculture: Challenges an Promises. CABI Publishing. Wallingford

HALVORSON AD, DEL GROSSO SJ, ALLUVIONE F (2010): Tillage and Inorganic Nitrogen Source Effects on Nitrous Oxide Emissions from Irrigated Cropping Systems. Soil Science Society of America Journal 74, 436-445

HANSE AGRO BERATUNG & ENTWICKLUNG GMBH (2011): Persönliche Kommunikation an Osterburg, Bernhard, vTI: Versuchsergebnisse zur N-Düngung im Herbst im Winterraps in Thüringen und Sachsen-Anhalt 2007-2010

HANSEN MN, HENRIKSEN K, SOMMER SG (2006): Observations of production and emission of greenhouse gases and ammonia during storage of solids separated from pig slurry: Effects of covering. Atmospheric Environment 40:4172-4181

HANSEN MN, SOMMER SG, HENRIKSEN K (2002): Methane emissions from livestock manure - effects of storage conditions and climate. Greenhouse gas inventories for agriculture in the Nordic Countries. Proceedings from an international workshop, Helsing, Denmark, 24-25 January 2002, 45-53

HANSEN S, MÆHLUM JE, BAKKEN LR (1993): N_2O and CH_4 fluxes in soil influenced by fertilization and tractor traffic. Soil Biology and Biochemistry 25, 621-630

HARTL L (2009): Zuchtfortschritt kommt nicht an. DLG-Mitteilungen 6/2009, 26-28

HELLEBRAND H, KERN J, SCHOLZ V (2003): Long-term studies on greenhouse gas fluxes during cultivation of energy crops on sandy soils. Atmospheric Environment 37 82003) 1635-1644

HERBST F, GANS W, STANGE F (2009): Freisetzung von klimarelevanten Gasen bei unterschiedlicher Applikation eines Gärrestes in einem Laborversuch. In: BMELV und vTI (Hrsg.): Aktiver Klimaschutz und Anpassung an den Klimawandel – Beiträge der Agrar- und Forstwirtschaft. Tagungsband, 15./16. Juni 2009, S. 181, Braunschweig

HILHORST MA, MELSE RW, WILLERS HC, GROENESTEIN GJ, MONTENY GJ (2002): Reduction of Methane Emissions from Manure in Non-CO2-Greenhouse Gases, Millpress, 435-439

HIRSCHFELD J, WEIß J, PREIDL M, KORBUN T (2008): Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland. Schriftenreihe des IÖW 186/08

HJORTH M, CHRISTENSEN KV, CHRISTENSEN ML, SOMMER SG (2010): Solid–liquid separation of animal slurry in theory and practice. A review. Agronomy for Sustainable Development 30, 153-180

HOFFMANN I, SPILLER A (Hrsg.) (2010): Auswertung der Daten der Nationalen Verzehrstudie II – Eine integrierte verhaltens- und lebensstilbasierte Analyse des Bio-Konsums. Max Rubner-Institut und Georg-August-Universität Göttingen. Karlsruhe und Göttingen

HOFFMANN I (2002): Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen: Auswirkungen auf Gesundheit, Umwelt und Gesellschaft, Gießen

HOLL BS, FIEDLER S, JUNGKUNST HF, KALBITZ K, FREIBAUER A, DROSLER M, STAHR K (2009): Characteristics of dissolved organic matter following 20 years of peatland restoration. Science of the Total Environment 408, 78-83

HOLPP M (2009): Projekt Controlled Traffic Farming. Universität Kassel, S. 3. http://www.uni-kassel.de/fb11/agrartechnik/Fachgebiet/personal/Holpp/20090212_Beschrieb-CTF-Projekt.pdf (16.07.2010)

HOOD R, MERCKX R, JENSEN ES, POWLSON D, MATIJEVIC M, HARDARSON G (2000): Estimating crop N uptake from organic residues using a new approach to the N-15 isotope dilution technique. Plant and Soil 223, 33-44

HÖPER H, FIER A, SCHÄFER W (2012) Stickstoffüberschuss und –eintrag in das Grundwasser. Vortrag auf der Tagung „Denitrifikation in Niedersachsen“ am 18.04.2012 in Hannover

HÖPER H (2011): Treibhausgas-Emissionen durch Torfabbau und durch die Nutzung von Hochmooren. Vortrag auf Sondersitzung des UAK „Land- und Forstwirtschaft, Natur- und Bodenschutz“ und UAK „Raumordnung, Bauleitplanung“ im AK Klimafolgenanpassung der Regierungskommission Klimaschutz, am 17.03.2011

HÖPER H, AUGUSTIN J, CAGAMPAN JP, DRÖSLER M, LUNDIN L, MOORS E, VASANDER H, WASSINGTON JM, WILSON D (2008): Restoration of peatlands and greenhouse gas balances. In: STRACK M (Hrsg.) Peatlands and Climate Change. International Peat Society, Jyväskylä, 182-210

HÖPER H (2007): Freisetzung klimarelevanter Gase aus deutschen Mooren. TELMA 37, 85-116. In: DGMT-Faltblatt: Was haben Moore mit dem Klima zu tun?

HÖPER H (2002): Carbon and nitrogen mineralization rates in German agriculturally used fenlands. Springer, Berlin

HÖPER H (unveröffentlicht): Regionalisierung und Hochskalierung der Spurengasbilanzen.

HÖRNIG G, BERG W, TÜRK M (1996): Emissionsminderung durch Ansäuern von Gülle. Landtechnik 53, Heft 3, 146-147

HÖRTENHUBER S, LINDENTHAL T, AMON B, MARKUT T, KIRNER L, ZOLLITSCH W (2010): Greenhouse gas emissions from selected austrian dairy production systems – model calculations considering the effects of land use change. In: Renewable Agriculture and Food Systems. Accepted 4 January 2010, not published. Cambridge University Press 2010

HÖRTENHUBER S, LINDENTHAL T, ZOLLITSCH W (2011): Reduction of greenhouse gas emissions from feed supply chains by utilizing regionally produced protein sources: the case of Austrian dairy production. J. Sci Food Agric. 91, 1118-1127

HÖRTENHUBER S, ZOLLITSCH W (2008): Treibhausgase von der Weide. Welche Vorteile bringt die Öko-Rinderhaltung? Ökologie & Landbau, 145 (1/2008): 23-25

HÜLSBERGEN K, KÜSTERMANN B (2007): Ökologischer Landbau - Beitrag zum Klimaschutz. Öko-Landbau-Tag 2007, Freising-Weihenstephan, Germany, 07.03.2007. In: WIESINGER K (Hrsg.) Angewandte Forschung und Beratung für den ökologischen Landbau in Bayern, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Freising, S. 9-21

HÜLSBERGEN K, KÜSTERMANN B (2008): Optimierung der Kohlenstoffkreisläufe in Ökobetrieben. Ökologie und Landbau 145 (1), S. 20-22

HUSTED S (1994): Seasonal variation in methane emission from stored slurry and solid manures. Journal of Environmental Quality, 585-592

HYATT CR, VENTEREA RT, ROSEN CJ, MCNEARNEY M, WILSON ML, DOLAN MS (2010): Polymer-Coated Urea Maintains Potato Yields and Reduces Nitrous Oxide Emissions in a Minnesota Loamy Sand. Soil Science Society of America Journal 74, 419-428

IFA (2009): Fertilizers, climate change and enhancing agricultural productivity sustainably. International Fertlizer industry Association, Paris, France

IFEU (2008): Optimierungen für einen nachhaltigen Ausbau der Biogaserzeugung und -nutzung in Deutschland. Heidelberg, Leipzig, Berlin, Darmstadt. http://www.ifeu.de/landwirtschaft/pdf/BMU-Biogasprojekt%202008-Gesamtband.pdf (2.6.20120)

IFPRI (2011): Assessing the Land Use Change Consequences of European Biofuel Policies. Final Report of the ATLASS Consortium for the Directorate General for Trade of the European Commission. Available at (03.05.2012): http://ec.europa.eu/energy/renewables/studies/land_use_change_en.htm

IFPRI (2010): Global Trade and Environmental Impact Study of the EU Biofuels Mandate. Final Report of the ATLASS Consortium for the Directorate General for Trade of the European Commission. Available at (03.05.2012): http://ec.europa.eu/energy/renewables/studies/land_use_change_en.htm

IVG (INDUSTRIEVERBAND GARTEN e. V.) (2011): 10 Fragen zum Thema Torf – Beiträge zur aktuellen politischen Diskussion, Fachabteilung Substrate, Erden, Ausgangsstoffe, Ratingen

IPCC (2006): 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, EGGLESTON HS, BUENDIA L, Miwa K, NGARA T, TANABE K (eds). Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Hayama, Japan

IPCC (2003): Intergovernmental Panel on Climate Change: Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry

IPCC (2000): SCHLAMADINGER B, KARJALAINEN T (2000): Afforestation, Reforestation, and Deforestation (ARD) Activities In: ROBERT T, WATSON I, NOBLE R, BOLIN B, RAVINDRANATH NH, VERARDO DJ (IPCC Working Group II Technical Support Unit), DOKKEN DJ (Hrsg.). IPCC Special Report on Land Use, Land-Use Change and Forestry. C. U. Press. Cambridge

IPCC (1996): Intergovernmental Panel on Climate Change Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Vol.3 Greenhouse Gas Inventory Reference Manual. IPCC WGI Technical Support Unit, Bracknell

JANSSENS IA, FREIBAUER A, SCHLAMADINGER B, CEULEMANS R, CIAIS P, DOLMAN AJ, HEIMANN M, NABUURS GJ, SMITH P, VALENTINI R, SCHULZE ED (2005): The carbon budget of terrestrial ecosystems at country-scale - a European case study. Biogeosciences 2, 15-26

JANZEN HH (2006): The soil carbon dilemma: Shall we hoard it or use it? Soil Biology & Biochemistry 38, 419-424

JARDINSUISSE und ENERGIESCHWEIZ (2008): Leitfaden für die Energie-Optimierung Ihres Gärtnerei-Betriebes. Bundesamt für Energie (Schweiz). http://www.bfe.admin.ch/energie/00572/00573/00629/index.html?lang=de&dossier_id=04364

JARECKI MK, LAL R (2003): Crop Management for Soil Carbon Sequestration. Critical Reviews in Plant Sciences, 22 (5): 471-502

JEROCH H, DROCHNER W, SIMON O (1999): Ernährung landwirtschaftlicher Nutztiere: Ernährungsphysiologie, Futtermittelkunde, Fütterung. Ulmer, Stuttgart

JOHNSON KA, JOHNSON DE (1995): Methane emissions from cattle. Journal of Animal Science

JOHNSTON AE, POULTON PR, COLEMAN K (2009): Soil organic matter: Its importance in sustainable agricultural and carbon dioxide fluxes. In: D. L. Sparks (Hrsg.): Advances in Agronomy, Vol 101, S. 1-57

JONES MB, DONNELLY A (2004): Carbon sequestration in temperate grassland ecosystems and the influence of management, climate and elevated CO2. New Phytologist 164, 423-439

JOOSTEN H (2007): Moorschutz in Europa. Restauration und Klimarelevanz. Europäisches Symposium „Moore in der Regionalentwicklung“

JOOSTEN H (2010): The Global Peatland CO_2 Picture Peatland status and drainage related emissions in all countries of the world. In: W. International (Hrsg.). Greifswald University, S. 1-36

JUG A, HOFMANN-SCHIELLE C, MAKESCHIN F, REHFUSS K (1999): Short-rotation plantations of balsam poplars, aspen and willows on former arable land in the Federal republic of Germany. II. Nutritional status and bioelement export by harvested shoot axes. Forest Ecology and Management 121 (1999) 67-83

JUNGBLUTH T, HARTUNG E, BROSE G (2001): Greenhouse gas emissions from animal houses and manure stores. Nutrient Cycling in Agroecosystems 60, 133-145

JUNGKUNST HF, FREIBAUER A, NEUFELDT H, BARETH G (2006): Nitrous oxide emissions from agricultural land use in Germany - a synthesis of available annual field data. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 169, 341-351

KAHLE P, HILDEBRAND E (2006): Schnellwachsende Baumarten auf landwirtschaftlichen Flächen: Bodeneigenschaften nach mehrjähriger Nutzung. Mitt. Ges. Planzenbauwiss. 18, 236-237 (2006)

KAISER EA, RUSER R (2000): Nitrous oxide emissions from arable soils in Germany – An evaluation of six long-term field experiments. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 163, 249-259

KALIES M, SCHRÖDER G, BOHNENSCHÄFER W, FRÖHLICH N, MÜLLER M, REICHMUTH M (2007): Schlüsseldaten Klimagasemissionen – Welchen Beitrag kann die Biomasse zum Klimaschutz leisten? Institut für Energetik und Umwelt, Leipzig

KAMMANN C, RATERING S, ECKHARD C, MÜLLER C (2012): Biochar and Hydrochar Effects on Greenhouse Gas (Carbon Dioxide, Nitrous Oxide, and Methane) Fluxes from Soils. Journal of Environmental Quality - Special Section Environmental Benefits of Biochar

KARPENSTEIN-MACHAN M, STUELPNAGEL R (2000): Biomass yield and nitrogen fixation of legumes monocropped and intercropped with rye and rotation effects on a subsequent maize crop. Plant and Soil 218, 215-232

KASIMIR-KLEMEDTSSON A, KLEMEDTSSON L, BERGLUND K, MARTIKAINEN P, SILVOLA J, OENEMA O (1997): Greenhouse gas emissions from farmed organic soils: a review. Soil Use and Management 13, 245-250

KAYSER M, SEIDEL K, MULLER J, ISSELSTEIN J (2008): The effect of succeeding crop and level of N fertilization on N leaching after break-up of grassland. European Journal of Agronomy 29, 200-207

KELLER R, HANUS H, HEYLAND K-U (Hrsg.), 1997. Grundlagen der Pflanzenproduktion. Ulmer, Stuttgart (Hohenheim)

KERN J, HELLEBRAND H, SCHOLZ V, BALASUS A (2009): Klimaeffizienter Anbau von Energiepflanzen. Forschungsreport 1/2009, S. 8-11, Leibniz-Institut für Agrartechnik Bornim e. V.

KESENHEIMER K (unveröffentlicht): Einfluss der Düngerplatzierung und Düngerform auf N_2O-Emissionen im Feldgemüsebau, Universität Hohenheim

KIESE R, BUTTERBACH-BAHL K (2009): Biosphäre-Atmosphäre-Austausch klimarelevanter Spurengase in agrarisch und forstlich genutzten sowie in natürlichen Ökosystemen. In: Bundesarbeitskreis Düngung (BAD) (Hrsg.): Die Welt ernähren, das Klima schonen – Herausforderungen für Pflanzenproduktion und Düngung. Tagung des Verbandes der Landwirtschaftskammern e. V. (VLK) und des Bundesarbeitskreises Düngung (BAD) am 21. und 22. April 2009 in Würzburg. Bundesarbeitskreis Düngung (BAD), Frankfurt/Main, S. 39-50

KLIMA-ALLIANZ (2010): Mehr Klimaschutz durch nachhaltige Landwirtschaft in Deutschland. http://www.die-klima-allianz.de/wp-content/uploads/2010/12/Mehr-Klimaschutz-durch-nachhaltige-Landwirtschaft-in-Deutschland.pdf (Letzter Zugriff: 31.05.12)

KLOVE B, SVEISTRUP TE, HAUGE A (2010): Leaching of nutrients and emission of greenhouse gases from peatland cultivation at Bodin, Northern Norway. Geoderma 154, 219-232

KNAUS W (2008): Milchkühe zwischen Leistungsanforderungen und Anpassungsvermögen. In: 35. Viehwirtschaftliche Fachtagung. Irdning (Austria), 9.-10. April 2008. 99-106

KNUDSEN M, YU-HUI Q, YAN L, HALBERG N (2010): Environmental assessment of organic soybean (Glycine max.) imported from China to Denmark: a case study. Journal of Cleaner Production 18 (2010) 1431-1439

KOBAYASHI Y, WAKITA M, HOSHINO S (1988): Persistency of salinomycin effect on ruminal fermentation in wethers. Nutrition Reports International, 38:987-999

KOLAS, KDLS (2006): Empfehlungen zur Reduktion der Ammoniakverluste aus der Landwirtschaft. Konferenz der Landwirtschaftsämter Schweiz (KOLAS), Sissach

KOLBE H (2010): Site-adjusted organic matter balance method for use in arable farming systems. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 173, 678-691

KOLBE H, SCHUSTER M, HÄNSEL M, SCHLIEßER I, PÖHLITZ B, STEFFEN E, POMMER R (2006): Feldfutterbau und Gründüngung im Ökologischen Landbau. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Sachsen Available: http://www.smul.sachsen.de/lfl/publikationen/download/2766_1.pdf (31.05.2012)

KOLBE H, PRUTZER I (2004): Überprüfung und Anpassung von Bilanzierungsmodellen für Humus an Hand von Langzeitsversuchen des Ackerlandes. In: F. S. L. f. Landwirtschaft (Hrsg.)

KOLLER M, GONZALES A, ALLEMANN P (2008): Erfolgreich düngen mit später Zwischenfrucht. *bioland* [Online], 09/2008. Available: http://www.oekolandbau.de/erzeuger/pflanzenbau/hackfruechte/mais/erfolgreich-duengen-mit-spaeter-zwischenfrucht/# (31.05.2012)

KÖPPEN S., REINHARDT, G. (2010): Nachhaltige Produktion und Nutzung von Biogas: Quo vadis?. 19. Jahrestagung Fachverband Biogas e.V., "Biogas – die Energie künftiger Generationen“, Tagungsband S. 41-48, Leipzig, 2 - 4 February 2010

KÖRNER F, MARXMEIER, U., RICHTER, M., OSBURG, K. (in Vorb.): Brutvogelerfassung im Natura 2000 - Gebiet Dümmer 2007. Unveröff. Bericht des Naturschutzring Dümmer e.V. im Auftrag des Niedersächsischen Landesbetriebes für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Naturschutzstation Dümmer, Hüde.). http://www.life-duemmer.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=8319&article_id=43007&_psmand=26 (15.07.2011)

KORTE K (1989): Auswirkungen der konservierenden Bodenbearbeitung auf die Unkrautentwicklung und Unkrautbekämpfung sowie den Ertrag bei Zuckerrübe und Mais. Dissertation im Fachbereich Agrarwissenschaften, Institut für Pflanzenpathologie und Pflanzenschutz. Universität Göttingen

KOWALEWSKY HH (2011): Experteninterview am 04.03.2011 zum Thema Potentiale der Energieeinsparung landwirtschaftlicher Betriebe in Niedersachsen. Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Hannover/Braunschweig

KOWALEWSKY HH (2010): Wirtschaftlichkeit des Einsatzes von Güllefeststoffen in Biogasanlagen. Workshop Gülleseparation. Vechta, Bioenergie-Region Südoldenburg.

KOWALEWSKY HH SCHWAB M (2006): Technik zur Ausbringung von Wirtschafts- und Sekundärrohstoffdüngern. Verwertung von Wirtschafts- und Sekundärrohstoffdüngern in der Landwirtschaft. Nutzen und Risiken. H. Harder and U. Schultheiß. Darmstadt, KTBL: 145-156.

KOWATSCH A, SCHÄFER A, WICHTMANN W (2008) Nutzungsmöglichkeiten auf Niedermoorstandorten Umweltwirkungen, Klimarelevanz und Wirtschaftlichkeit sowie Anwendbarkeit und Potenziale in Mecklenburg-Vorpommern – Endbericht, Universität Greifswald Institut für Dauerhaft Umweltgerechte Entwicklung von Naturräumen der Erde (DUENE) e. V., Institut für Botanik und Landschaftsökologie, Greifswald

KRATZ R, BELTING S, FISCHER; M, GASSE M, KATI; H, HUK T, SANDKÜHLER K, SUHLING F (2001): Management für Tierarten in Niedermoorgrünland in Kratz , R. & Pfadenhauer, J.: Ökosystemmanagement für Niedermoore-Strategien und Verfahren zur Renaturierung, Stuttgart

KRATZ R, PFADENHAUER J (2001): Ökosystemmanagement für Niedermoore Strategien und Verfahren zur Renaturierung. Stuttgart (Hohenheim)

KRISTENSEN T, MOGENSEN L, KNUDSEN MT, HERMANSEN JE (2011): Effect of production system and farming strategy on greenhouse gas emissions from commercial dairy farms in a life cycle approach. Livestock Science 140, 136-148

KTBL KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT e. V. (2011): Zukunftsinitiative Niedrigenergiegewächshaus. http://www.zineg.de/?q=node/8 (25.05.2011).

KTBL (KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT) (2010): Daten für die Betriebsplanung in der Landwirtschaft. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V:, Darmstadt

KTBL (KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT) (2008a): Produktion von Pappeln und Weiden auf landwirtschaftlichen Flächen. KTBL Heft 79, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, Darmstadt

KTBL (KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT) (2008b): Betriebsplanung Landwirtschaft 2008/2009. KTBL, Darmstadt

KÜCKE M (2001): Biomasseproduktion und N-Effizienz von Winterweizen und Winterroggen nach N-Injektionsdüngung - Feldversuchsergebnisse 2001. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 245, 81-92

KÜLLING DR, MENZI H, SUTTER F, LISCHER P, KREUZER M (2003): Ammonia, nitrous oxide and methane emissions from differently stored dairy manure derived from grass- and hay-based rations. Nutrient Cycling in Agroecosystems 65, 13-22

KÜSTERMANN B, HÜLSBERGEN KJ (2008): Emission of Climate-relevant Gases in Organic and Conventional Cropping System. In: NEUHOFF et al. (eds.): Cultivating the future based on science - Proceedings of the second scientific conference of the International Society of Organic Research (ISOFAR) 18-20 June 2008 in Modena, Italy. Volume 2, ISOFAR / FiBL, Bonn/Frick

KÜSTERMANN B, KAINZ M, HÜLSBERGEN KJ (2008): Modelling carbon cycles and estimation of greenhouse gas emissions from organic and conventional farming systems. Renewable Agric Food Syst 23 Spec Iss (01):38-52

KÜSTERMANN B, WENSKE K, HÜLSBERGEN KJ (2007): Modellierung betrieblicher C- und N-Flüsse als Grundlage einer Emissionsinventur. 9. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Universität Hohenheim, Stuttgart, Deutschland, 20.-23.03.2007. http://orgprints.org/9654/ (2.6.2012)

KUTSCH WL, AUBINET M, BUCHMANN N, SMITH P, OSBORNE B, EUGSTER W, WATTENBACH M, SCHRUMPF M, SCHULZE ED, TOMELLERI E, CESCHIA E, BERNHOFER C, BEZIAT P, CARRARA A, DI TOMMASI P, GRUENWALD T, JONES M, MAGLIULO V, MARLOIE O, MOUREAUX C, OLIOSO A, SANZ MJ, SAUNDERS M, SOGAARD H, ZIEGLER W (2010): The net biome production of full crop rotations in Europe. Agriculture Ecosystems & Environment 139, 336-345

LAGANIERE J, ANGERS DA, PARÉ D (2010): Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. Global Change Biology 16(1): 439-453

LAHL U (2010): iLUC und Biokraftstoffe in der Analyse, Regionale Quantifizierung klimaschädlicher Landnutzungsänderungen und Optionen zu deren Bekämpfung. Studie im Auftrag von Bundesverband der deutschen Bioethanolwirtschaft (BDB) und Union zur Förderung von Oel- und Proteinpflanzen e. V. (UFOP), BZL Kommunikation und Projektsteuerung GmbH, Oyten

LAINE J, MINKKINEN K (1996): Effect of forest drainage on the carbon balance of a mire: A case study. Scandinavian Journal of Forest Research 11, 307-312

LAL R (2011): Sequestering carbon in soils of agro-ecosystems. Food Policy 36, S33-S39

LAL R (2003): Global potential of soil carbon sequestration to mitigate the greenhouse effect. Critical Reviews in Plant Sciences 22, 151-184

LANDWIRTSCHAFTLICHER HAUPTVEREIN FÜR OSTFRIESLAND E. V. (2006): Grünlandprojekt van Bruchem Endbericht 2006. Aurich

LARSSON E (2006): A review of life-cycle analysis studies on liquid biofuel systems for the transport sector. Energy for Sustainable Development, Volume X No. 2, June 2006

LAST AK, WETZEL H (2009): Effizienzmessverfahren – Eine Einführung University of Lüneburg Working Paper Series in Economics 145

LÁSZTITY R, ABONYI T (2009): Prediction of Wheat Quality - Past, Present, Future. A Review. Food Reviews International 25(2):126-141.

LBEG (Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie) (2012): Erosionsgefährdung durch Wind http://www.lbeg.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=826&article_id=606&_psmand=4 Zugriff: 10.02.2012

LEBZIEN P, MEYER U, HACHENBERG S, NIEMANN H (2011): Strategien zur Mnderung von klimarelevanten Emissionen und N-Ausscheidungen aus der Tierproduktion. REKASAN-Journal, 35/36:65-70

LEBZIEN P, BRADE W, FLACHOWSKY G (2008): Der Milchharnstoffgehalt: Ein Indikator für die Energie- und Proteinversorgung, aber auch für die N-Emissionen in der Milcherzeugung. Übersichten zur Tierernährung 36, 59-74

LEHNER A, EFFENBERGER M, GRONAUER A (2010): Optimierung der Verfahrenstechnik landwirtschaftlicher Biogasanlagen. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Schriftenreihe 2/2010, Freising

LEIBLE L, KÄLBNER S, KAPPLER G, LANGE S, NIEKE E, PROPLESCH P, WINTZER D, FÜRNISS B (2007): Kraftstoff, Strom und Wärme aus Stroh und Waldrestholz. Wissenschaftliche Berichte des Forschungszentrums Karlsruhe. http://www.itas.fzk.de/deu/lit/2007/leua07a.pdf

LEICK BCE (2003): Emission von Ammoniak (NH3) und Lachgas (N_2O) von landwirtschaftlich genutzten Böden in Abhängigkeit von produktionstechnischen Maßnahmen Fakultät Agrarwissenschaften. Universität Hohenheim, Stuttgart. http://opus.ub.uni-hohenheim.de/volltexte/2004/49/pdf/Diss_Leick.pdf

LEIFELD J, FUHRER J (2010): Organic Farming and soil carbon sequestration: what do we really know about the benefits. Ambio – Journal of the Human Environment 39 (8):585-599.

LEIFERT C (2009): Factsheet: Improving nutrient use efficiency in major European food, feed and biofuel crops to reduce the negative environmental impact of crop production (Project NUE-crops) http://ec.europa.eu/research/fp7/pdf/19072010/nue_crops_-_kbbe.pdf

LEITHOLD G (2004): Humusversorgung im ökologischen Landbau : Analyse und Bewertung des Humushaushaltes mit Hilfe von Humusbilanzen [online]. Zu finden in http://geb.uni-giessen.de/geb/volltexte/2004/1446/pdf/LeitholdGuenter-2004-03-04.pdf (12.07.2010)

LESSCHEN JP, VELTHOF GL, DE VRIES W, KROS J (2011): Differentiation of nitrous oxide emission factors for agricultural soils. Environmental Pollution 159, 3215-3222

LESSCHEN JP, SCHILS R, KUIKMAN P, SMITH P, OUDENDAG D (2008): Deliverable D7: European quantification results. Alterra.Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung, 2010. A2-Mulch- oder Direktsaat- oder Mulchpflanzverfahren. http://www.ml.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=1539&article_id=5303&_psmand=7 (02.07.2010)

LFL (2011): Biogasausbeuten verschiedener Substrate. http://www.lfl.bayern.de/arbeitsschwerpunkte/as_biogas/12229/ Zugriff 4.04.2011

LFL BLFL (2008): Integrierte Entwicklung von Selektionswerkzeugen für die Backqualität bei Weizen auf Basis molekularer Marker und spektroskopischer Verfahren (QualityNet). In: B. L. f. L. (LfL) (Hrsg.). http://www.vdivde-it.de/innonet/projekte/in_pp210.pdf

LFU (BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR UMWELT) (2010): Excel-Tabelle zur Berechnung der CO_2-Emissionen. http://www.izu.bayern.de/download/xls/berechnung_co2_emissionen.xls (26.03.2012)

LFULG (2011): Spermasexing bei Milchrindern. Schriftenreihe des LfULG, Heft 23/2011: Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

LI C, FROLKING S, BUTTERBACH-BAHL K (2005): Carbon sequestration in arable soils is likely to increase nitrous oxide emissions, offsetting reductions in climate radiative forcing. Climatic Change 72, 321–338

LI F, MIAO Y, ZHANG F, CUI Z, LI R, CHEN X, ZHANG H, SCHRODER J, RAUN WR, JIA L (2009): In-Season Optical Sensing Improves Nitrogen-Use Efficiency for Winter Wheat. Soil Science Society of America Journal 73, 1566-1574

LI H, LIANG XQ, CHEN YX, LIAN YF, TIAN GM, NI WZ (2008): Effect of nitrification inhibitor DMPP on nitrogen leaching, nitrifying organisms, and enzyme activities in a rice-oilseed rape cropping system. Journal of Environmental Sciences-China 20, 149-155

Li W, Li L, Sun J, Guo T, Zhang F, Bao X, Peng A, Tang C (2005): Effects of intercropping and nitrogen application on nitrate present in the profile of an Orthic Anthrosol in Northwest China. Agriculture, Ecosystems & Environment 105, 483-491

LICKFETT T (2000): Stickstoff-Problematik in Rapsfruchtfolgen. In: MÖLLERS C (Hrsg.): Stickstoffeffizienz landwirtschaftlicher Kulturpflanzen. Erich Schmidt Verlag, Berlin, S. 9-29

LIEBIG M.A, DORAN JW (1999): Impact of organic production practices on soil quality indicators. Journal of Environmental Quality 28: 1601–1609

LINDENTHAL T, MARKUT T, HÖRTENHUBER S, RUDOLPH G, HANZ K (2010): Klimabilanz von Ökoprodukten – Klimavorteile erneut nachgewiesen. Ökologie und Landbau 153, 1/2010, S. 51-53

LINDHAUER M (2009): Brotweizenqualität: Aktueller Status und Perspektiven. In: KAGE H, HOLLMANN F, (Hrsg.) Norddeutsches Weizenforum 2009, 5. und 6. Februar 2009 2009 Lübeck. Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 139-145

LINK J, BATCHELOR W, GRAEFF S, CLAUPEIN W (2008): Evaluation of current and model-based site-specific nitrogen applications on wheat (*Triticum aestivum* L.) yield and environmental quality. Precision Agriculture 9, 251-267

LINZMEIER W, GUTSER R, SCHMIDHALTER U (2001): Nitrous oxid emission from soil and from a nitrogen-15-labelled fertilizer with the new nitrification inhibitor 3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP). Biol Fertil Soils 34, 103-108

LINZMEIER W, SCHMIDHALTER U und GUTSER R (1999): Wirkung von DMPP auf Nitrifikation und N-Verluste (Nitrat, NH_3, N_2O) von Düngerstickstoff im Vergleich zu DCD. VDLUFA-Schriftreihe, Kongressband S. 485-488

LIU X, MOSIER A, HALVORSON A, ZHANG F (2006): The Impact of Nitrogen Placement and Tillage on NO, N_2O, CH_4 and CO_2 Fluxes from a Clay Loam Soil. Plant and Soil 280, 177-188

LÓPEZ S, VALDÈS C, NEWBOLD CJ, WALLACE RJ (1999): Influence of sodium fumarate addition on rumen fermentation in vitro. British Journal of Nutrition, 81(1):59-64

LORY JA, SCHARF PC (2003): Yield Goal versus Delta Yield for Predicting Fertilizer Nitrogen Need in Corn. Agronomy Journal 95, 994-999

LUCY M (2001): Reproductive loss in high-producing dairy cattle: where will it end? Journal of Dairy Science, 84(6):1277-1293

LUDWIG B, GEISSELER D, MICHEL K, JOERGENSEN RG, SCHULZ E, MERBACH I, RAUPP J, RAUBER R, HU K, NIU L, LIU X (2011): Effects of fertilization and soil management on crop yields and carbon stabilization in soils. A review. Agronomy for Sustainable Development 31, 361-372

LUDWIG G (2009): Energetische Verwendung von Biomasse nur mit Augenmaß vorantreiben. NuR 82009) 31:831-833

LUNDSTRÖM S (1997): Bör vi dricka ekologisk mjölk. En samhällsekonomisk jämförelse mellan konventionell och ekologisk mjölkproduktion (An Economical Comparision of Conventional and Organic Milk Production). Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för ekonomi. Raport 109. Uppsala.

LUO J, DE KLEIN CAM, LEDGARD SF und SAGGAR S (2010): Management options to reduce nitrous oxide emissions from intensively grazed pastures: A review. Agriculture Ecosystems & Environment 136, 282-291

LWK NI (2012): Richtwerte für die Berechnung des Nährstoffvergleichs (DüV). http://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/pflanze/nav/340/article/8505.html (09.03.2012)

LWK NI (2011a): Berechnungen zu Maßnahmenkosten im August 2011. Nicht veröffentlicht

LWK NI (2011b): Stickstoffdüngung im Dauergrünland. http://www.lwk-niedersachsen.de/download.cfm/file/278,b4c6ceff-237d-eebf-5ea4c3dea6c3c502~pdf.html (14.06.2011)

LWK NI (2011c): Durchschnittsergebnisse aus dem Wirtschaftsjahr 2009/2010. Herausgegeben vom Fachbereich Betriebswirtschaft und Markt der Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Hannover

LWK NI (1998): Nutzen des Versuchswesens für Grünlandbetriebe. Praxisinformation Grünland und Futterwirtschaft der LWK Hannover 24

LWK NI LN und 3N-KOMPETENZZENTRUM NIEDERSACHSEN NETZWERK NACHWACHSENDE ROHSTOFFE (2010): Energiepflanzen in Niedersachsen. Anbauhinweise und Wirtschaftlichkeit. Landwirtschaftskammer Niedersachsen, 3N Kompetenzzentrum Niedersachsen Netzwerk Nachwachsende Rohstoffe, Hannover, Werlte Available: http://www.bioenergie-portal.info/fileadmin/bioenergie-beratung/niedersachsen-bremen/dateien/http_www.3-n.info_download.php_file_pdf_files_InfomaterialDownloadsAnbauhinweise_2010_nawaro_broschuere_lwk_3n_gesamt.pdf#page=35 (23.06.2011)

MACDONALD JD, ROCHETTEA P, CHANTIGNYA MH, ANGERSA DA, ROYERA I, GASSERB MO (2011): Ploughing a poorly drained grassland reduced N_2O emissions compared to chemical fallow Soil and Tillage Research 111, 123-132

MACDONALD JD, ANGERS DA, ROCHETTE P, CHANTIGNY MH, ROYER I, GASSER MO (2010): Plowing a Poorly Drained Grassland Reduced Soil Respiration. Soil Science Society of America Journal 74, 2067-2076

MAIDL F-X (2009): Teilflächenspezifische Stickstoffdüngung nach dem System Online mit Map-Overlay. In*:* KAGE H, HOLLMANN F, (Hrsg.) Norddeutsches Weizenforum 2009, 5. und 6. Februar 2009 2009 Lübeck. Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 65-70

MALGERYD J (1998): Technical measures to reduce ammonia losses after spreading of animal manure. Nutrient Cycling in Agroecosystems 51, 51-57.

MALJANEN M, SIGURDSSON BD, GUOMUNDSSON J, OSKARSSON H, HUTTUNEN JT, MARTIKAINEN PJ (2010): Greenhouse gas balances of managed peatlands in the Nordic countries - present knowledge and gaps. Biogeosciences 7, 2711-2738

MALJANEN M, HYTONEN J, MAKIRANTA P, ALM J, MINKKINEN K, LAINE J, MARTIKAINEN PJ (2007): Greenhouse gas emissions from cultivated and abandoned organic croplands in Finland. Boreal Environment Research 12, 133-140

MALJANEN M, KOMULAINEN VM, HYTONEN J, MARTIKAINEN P, LAINE J (2004): Carbon dioxide, nitrous oxide and methane dynamics in boreal organic agricultural soils with different soil characteristics. Soil Biology & Biochemistry 36, 1801-1808

MALJANEN M, LIIKANEN A, SILVOLA J, MARTIKAINEN PJ (2003a): Methane fluxes on agricultural and forested boreal organic soils. Soil Use and Management 19, 73-79

MALJANEN M, LIIKANEN A, SILVOLA J, MARTIKAINEN PJ (2003b): Nitrous oxide emissions from boreal organic soil under different land-use. Soil Biology & Biochemistry 35, 689-700

MARINARI S, MANCINELLI R, CARNPIGLIA E, GREGO S (2006): Chemical and biological indicators of soil quality in organic and conventional farming systems in central Italy. Ecology Indicators 6: 701–711

MARIOTT EE, WANDER MM (2006): Total and Labile Soil Organic Matter in Organic and Conventional Farming Systems. Soil Sci. Soc. Am. J. 70:950–959

MARTENS DA, REEDY TE, LEWIS DT (2003): Soil organic carbon content and composition of 130-year crop, pasture and forest land-use managements. Global Change Biology 10, 65-78

MARTIKAINEN PJ, NYKANEN H, CRILL P, SILVOLA J (1993): Effect of a lowered water-table on nitrous-oxide fluxes from northern peatlands. Nature 366, 51-53

MATOVIC D (2011): Biochar as a viable carbon sequestration option: Global and Canadian perspective. Energy 36, 2011-2016

MATTHEWS RW (2001) Modelling of energy and carbon budgets of wood fuel coppice systems. Biomass & Bioenergy, 21, S. 1-19

MCALLISTER TA, NEWBOLD CJ (2008): Redirecting rumen fermentation to reduce methanogenesis. Australian Journal of Experimental Agriculture, 48:7-13

MCCARTNEY D, FRASER J (2010): The potential role of annual forage legumes in Canada: A review. Canadian Journal of Plant Science 90(4): 403-420.

MCGINN SM, BEAUCHEMIN KA, COATES T, COLOMBATTO D (2004): Methane emissions from beef cattle: effect of monensin, sunflower oil, enzymes, yeast and fumaric acid. Journal of Animal Science, 82:3346–3356

MCTAGGART IP, CLAYTON H, PARKER J, SWAN L, SMITH KA (1997): Nitrous oxide emissions from grassland and spring barley, following N fertiliser application with and without nitrification inhibitors. Biol Fertil Soils 25, 261–268

MEINKEN E (2010): Vorstellung weiterer Ausgangsstoffe: Qualitätsanforderungen und Verfügbarkeit. Vortrag auf der DGMT Fachtagung 09.11.2010/Fulda „Verwendung und Substitution von Torf – Verantwortliche Nutzung von Rohstoffen im Klimawandel“

MEISTERLING K., SAMARAS C, SCHWEIZER V (2009): Decisions to Reduce Greenhouse Gases from Agriculture and Product Transport: LCA Case Study of Organic and Conventional Wheat. In: Journal of Cleaner Production 17 (2), 222-230

MEMMLER M, MOHRBACH R, SCHNEIDER S, DREHER M, HERBENER R (2009): Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger. Durch Einsatz erneuerbarer Energien vermiedene Emissionen im Jahr 2007. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau

MENENDEZ S, MERINO P, PINTO M, GONZALEZ-MURUA C, ESTAVILLO JM (2006): 3,4-dimethylpyrazol phosphate effect on nitrous oxide, nitric oxide, ammonia, and carbon dioxide emissions from grasslands. Journal of Environmental Quality 35, 973-981

MENICHETTI E, OTTO M (2008): Existing knowledge and limits of scientific assessment of the sustainability impacts due to biofuels by LCA methodology. International Panel for Sustainable Resource Management. UNEP-DTIE.

MENSCHING-BUHR A (2010): Erfahrungen mit der CULTAN-Düngung im Kreis Uelzen (2002-2009 in fünf Wasserschutzgebieten), Internationales Symposium zu Injektionsdüngung (CULTAN) 9. – 10. 2.2010 in Braunschweig

MERINO P, MENENDEZ S, PINTO M, GONZALEZ-MURUA C, ESTAVILLO JM (2005): 3,4-dimethylpyrazole phosphate reduces nitrous oxide emissions from grassland after slurry application. Soil Use and Management 21, 53-57

MEYER A (2010): Fütterung: Getreide untersuchen lassen. http://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/1/nav/753/article/14705.html

MEYER R, GRUNWALD A, RÖSCH C, SAUTER A (2007): Chancen und Herausforderungen neuer Energiepflanzen. Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag. Arbeitsberichte Nr. 121, Berlin

MEYER K, HÖPER H, BLANKENBURG J (2001): Spurengashaushalt und Klimabilanz bei Vernässung, in KRATZ R, PFADENHAUER J: Ökosystemmanagement für Niedermoore-Strategien und Verfahren zur Renaturierung. Stuttgart

MEYER K (1999): Die Flüsse der klimarelevanten Gase CO_2, CH_4, N_2O eines nordwestdeutschen Niedermoores unter dem Einfluss der Wiedervernässung

MEYER-MARQUART D, FELDWISCH N, LENDVACZKY T (2006): Vorstudie – Rahmenbedingungen und Potenziale für eine natur- und umweltverträgliche energetische Nutzung von Biomasse im Freistaat Sachsen. Sächs. Landesamt f. Umwelt u. Geol., Dresden

MIDAIR (2001): Greenhouse gas mitigation for organic and conventional dairy production (MIDAIR) [online]. Zu finden in http://www.energetikleipzig.de/Bioenergie/Midair/MIDAIR_WP%20summaries.pdf. [Zitiert am 15.03.2005]

MILLER LA, MOORBY JM, DAVIES DR, HUMPHREYS MO, SCOLLAN ND, MACRAE JC, THEODOROU MK (2001): Increased concentration of water-soluble carbohydrate in perennial ryegrass (Lolium perenne L.): milk production from late-lactation dairy cows. Grass and Forage Science 56, 383-394

Ministère de l'Écologie, du Développement durable, des Transports et du Logement., Certificats d'économies d'énergie: Opération n° IND-UT-11, Opération n° IND-UT-08, Opération n° IND-UT-07. http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/IND-UT-07.pdf, http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/IND-UT-08.pdf, http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/IND-UT-11.pdf (25.05.2011).

MISSELBROOK TH, POWELL JM, BRODERICK GA, GRABBER JH (2005): Dietary Manipulation in Dairy Cattle: Laboratory Experiments to Assess the Influence on Ammonia Emissions. Journal of Dairy Science 88, 1765-1777

MKHABELA MS, GORDON R, BURTON D, SMITH E, MADANI A (2009): The impact of management practices and meteorological conditions on ammonia and nitrous oxide emissions following application of hog slurry to forage grass in Nova Scotia. Agriculture, Ecosystems & Environment 130, 41-49

ML (NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, VERBRAUCHERSCHUTZ UND LANDESENTWICKLUNG) (2011): Ergänzungen zur Broschüre: Die niedersächsische Landwirtschaft in Zahlen 2009 (Stand: Juni 2011). Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung (ML), Hannover

ML (NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, VERBRAUCHERSCHUTZ UND LANDESENTWICKLUNG) (2011b): Die niedersächsische Landwirtschaft in Zahlen 2011. http://www.ml.niedersachsen.de/download/63184 (18.08.2010)

ML (NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, VERBRAUCHERSCHUTZ UND LANDESENTWICKLUNG) (2010a): Die niedersächsische Landwirtschaft in Zahlen 2009 (Stand: Juni 2010). Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Hannover

ML (NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, VERBRAUCHERSCHUTZ UND LANDESENTWICKLUNG) (2010b): Die Ernährungswirtschaft in Niedersachsen. Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung (ML), Hannover

ML (NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, VERBRAUCHERSCHUTZ UND LANDESENTWICKLUNG) (2010c): Biogasnutzung in Niedersachsen – Stand und Perspektiven. Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (ML), Hannover

MOELLER K, STINNER W (2009): Effects of different manuring systems with and without biogas digestion on soil mineral nitrogen content and on gaseous nitrogen losses (ammonia, nitrous oxides). European Journal of Agronomy 30, 1-16

MOITZI G, AMON B, AMON T, KRYVORUCHKO V, WAGNER-ALT C, HACKL E, ZECHMEISTER-BOLTENSTERN S, BOXBERGER J (2007): Emissions of NH_3, CH_4 and N_2O during storage and after application of untreated and anaerobically digested slurry. Bulletin of University of Agricultural Sciences and Veterinary Medicine Cluj-Napoca, Agriculture 63/64, 368-373

MÖLLER K, MÜLLER T (2012): Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: a review. Engineering in Life Sciences 12, 1-16

MÖLLER K (2011): Optimierung der Gärrestdüngung zur Reduzierung der Stickstoffemissionen und Optimierung der Humusbilanz. Biogas in der Landwirtschaft - Stand und Perspektiven. KTBL, Darmstadt, S. 173-184

MÖLLER K, SCHULZ R, MÜLLER T (2010): Substrate inputs, nutrient flows and nitrogen loss of two centralized biogas plants in southern Germany. Nutrient Cycling in Agroecosystems 87, 307-325

MÖLLER K, STINNER W (2009): Effects of different manuring systems with and without biogas digestion on soil mineral nitrogen content and on gaseous nitrogen losses (ammonia, nitrous oxides). European Journal of Agronomy 30, 1-16

MÖLLERS C (Hrsg.), 2000. Stickstoffeffizienz landwirtschaftlicher Kulturpflanzen. Erich Schmidt Verlag, Berlin.

MONTEIRO DO, PINHEIRO VMC, MOURAO JLM, RODRIGUES MAM (2010): Strategies for mitigation of nitrogen environmental impact from swine production. Revista Brasileira de Zootecnia 39:317-325

MONTENY GJ, BANNINK A, CHADWICK D (2006): Greenhouse gas abatement strategies for animal husbandry. Agriculture Ecosystems & Environment 112, 163-170

MONTENY GJ, GROENESTEIN CM, HILHORST MA (2001): Interactions and coupling between emissions of methane and nitrous oxide from animal husbandry. Nutrient Cycling in Agroecosystems 60, 123-132

MOORBY JM, EVANS RT, SCOLLAN ND, MACRAE JC, THEODOROU MK (2006): Increased concentration of water-soluble carbohydrate in perennial ryegrass (Lolium perenne L.). Evaluation in dairy cows in early lactation. Grass and Forage Science 61, 52-59

MORRIS SJ, BOHM S, HAILE-MARIAM S, PAUL EA. (2007): Evaluation of carbon accrual in afforested agricultural soils. Global Change Biology 13(6): 1145-1156

MOSQUERA J, HOL JMG, RAPPOLDT C, DOLFING J (2007): Precise soil management as a tool to reduce CH_4 and N_2O emissions from agricultural soils. Animal Sciences Group, Wageningen UR, Lelystad, Niederlande, S. 42. http://www.asg.wur.nl/NR/rdonlyres/F81D8745-6596-4296-A292-8553950E2B98/40310/28.pdf (16.06.2010)

MOTZ I (2003): Einfluß von Bodenbearbeitung, Düngung und Fruchtfolge auf die Lachgasemissionen aus Ackerflächen. Institut für Agrartechnik, Universität Hohenheim, Stuttgart

MU (NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT UND KLIMASCHUTZ) (2011): Umweltbericht 2010. (Schutzgüter - Bodenqualität – Nicht-stoffliche Bodenbelastung und Versiegelung – Winderosion), Stand: 1.3.2011.http://www.umwelt.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=26106&article_id=88815&_psmand=10

MÜCKE M, MEYERCORDT A (2011a): Ökologischer Sojabohnenanbau in Niedersachsen. http://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/6/nav/346/article/16238.html (14.01.2012)

MÜCKE M, MEYERCORDT A (2011b): Versuchsbericht: Ökologischer Sojabohnenanbau in Niedersachsen Versuchsjahre: 2009 und 2010. http://www.lwk-niedersachsen.de/download.cfm/file/346,44ac074b-237d-eebf-5e5c42055e4d8fbf~pdf.html

MUELLER-LINDENLAUF M, DEITTERT C, KOEPKE U (2010): Assessment of environmental effects, animal welfare and milk quality among organic dairy farms. Livestock Science 128, 140-148

MULDER EM, HUIJSMANS JFM (1994): Restricting ammonia emissions in the application of animal wastes. Overview of measurements by DLO field measurement team 1990-1993. IMAG-DLO – Wageningen ISSN 0926-7085

MÜLLER A (2010): Bio-Tiere schonen unser Klima. Bio Austria 2/2010, S. 20-21

MÜLLER-LANGER F, RÖNSCH S, WEITHÄUSER M, OEHMICHEN K, SEIFFERT M, MAJER S, SCHOLWIN F, THRÄN D (2009): Erdgassubstitute aus Biomasse für die mobile Anwendung im zukünftigen Energiesystem. Deutsches Biomasse-Forschungs-Zentrum, Leipzig

MÜLLER-LINDENLAUF M, DEITTERT C, KÖPKE U (2010): Assessment of environmental effects, animal welfare and milk quality among organic dairy farms. Livestock Science 128 (2010) 140-148

MÜLLER-LINDENLAUF M (2009): Organic Agriculture and Carbon Sequestration – Possibilities and contrains for the consideration of organic agriculture within carbon accounting systems. Natural Ressources Management and Environment department, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rom

MUNDEL G (1976): Untersuchungen zur Torfmineralisation in Niedermooren

MUNROE L, COOK H, LEE H (2002): Sustainability indicators used to compare properties of organic and conventionally managed topsoils. Biol Agric Hortic, 20:201-214

N.N. (2002): RAM – Futter „entschärft“ die Gülle. *AHO Aktuell* [Online]. Available: http://ticker-grosstiere.animal-health-online.de/20020404-00001/(16.11.2010)

NABU, NATURSCHUTZBUND DEUTSCHLAND (2010): Klimaschutz in der Landwirtschaft – Ziele und Anforderungen zur Senkung von Treibhausgasemissionen. Naturschutzbund Deutschland (NABU) e.V., Berlin. http://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/landwirtschaft/klimaschutz-landwirtschaft-web.pdf (28.01.2011)

NAHM KH (2007): Feed formulations to reduce N excretion and ammonia emission from poultry manure. Bioresource Technology 98, 2282-2300

NEFF R (2011): Gülledüngung im Herbst. In: ELSÄßER M, DIEPOLDER M, HUGUENIN-ELIE O, PÖTSCH E, NUßBAUM H, MESSNER J (Hrsg.): Gülle 11: Gülle- und Gärrestdüngung auf Grünland. Internationale Tagung am 17. und 18.10.2011 im Kloster Reute. LAZ BW, Aulendorf, S. 353-354

NEMECEK T, HUGUENIN-ELIE O, DUBOIS D, GAILLARD G (2005): Ökobilanzierung von Anbausystemen im schweizerischen Acker- und Futterbau. Schriftenreihe der FAL 58, 156p.

NEMECEK T, VON RICHTHOFEN J-S, DUBOIS G, CASTA P, CHARLES R, PAHL H (2008): Environmental impacts of introducing grain legumes into European crop rotations. European Journal of Agronomy 28, 380-393

NEWBOLD CJ, WALLACE RJ, MCINTOSH FM (1996): Mode of action of the yeast Saccharomyces cerevisiae as a feed additive for ruminants. British Journal of Nutrition, 76:249–261

NIEBERG H, OFFERMANN F, ZANDER K (2007): Organic farms in a changing policy environment: impacts of support payments, EU-enlargement and Luxembourg reform. Organic farming in Europe : Economics and Policy 13, Hohenheim: Institut für landwirtschaftliche Betriebslehre.

NIEDER R, RICHTER J (1986):. C- und N-Festlegung in Böden Südostniedersachsens nach Krumenvertiefung. Z. Pflanzenernaehr. Bodenk. 149, 189-201

NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE (2001): Anwenderhandbuch für die Zusatzberatung Wasserschutz. Grundwasserschutzorientierte Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Landwirtschaft und Methoden zu ihrer Erfolgskontrolle. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hildesheim

NIGGLI U, KLOCKE P, NOTZ C (2011): Strategien zur Verringerung der THG-Emissionen in der Rinderhaltung. Paper prepared for the Rinderhaltung als Beitrag zu Landnutzung und Klimaschutz? . Göttingen, 28.01.2011

NIGGLI U, SCHMID O, STOLZE M, SANDERS J, SCHADER C, FLIEßBACH A, MÄDER P, KLOCKE P, WYSS G, BALMER O, PFIFFNER L, WYSS E (2009): Gesellschaftliche Leistungen der biologischen Landwirtschaft. Forschungsanstalt für biologischen Landbau (FIBL), Frick, Schweiz

NIGGLI U, EARLEY J, OGORZALEK K (2007): Organic agriculture and food supply stability. Ecological and environmental stability of the food supply. Proceedings of the International Conference on Organic Agriculture and Food Security. FAO, Rom. Obtainable under ftp://ftp.fao.org/paia/organicag/ofs/Niggli.pdf (12.07.2010).

NITSCH H, OSTERBURG B, BUTTLAR C VON, BUTTLAR HB von (2008): Aspekte des Gewässerschutzes und der Gewässernutzung beim Anbau von Energiepflanzen: Ergebnisse eines Forschungsvorhabens im Auftrag des Umweltbundesamtes. Braunschweig: vTI, 128 p, Arbeitsberichte vTI-Agrarökonomie 2008/03

NLWKN NLFW, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ (2008): WAgriCo Technical Final Report. NLWKN, Hannover

NOVAK SM, FIORELLI JL (2010): Greenhouse gases and ammonia emissions from organic mixed crop-dairy systems: a critical review of mitigation options. Agronomy for Sustainable Development 30, 215-236

NYKANEN H, ALM J, SILVOLA J, TOLONEN K, MARTIKAINEN PJ (1998): Methane fluxes on boreal peatlands of different fertility and the effect of long-term experimental lowering of the water table on flux rates. Global Biogeochemical Cycles 12, 53-69

NYKANEN H, ALM J, LANG K, SILVOLA J, MARTIKAINEN PJ (1995): Emissions of CH_4, N_2O and CO_2 from a virgin fen and a fen drained for grassland in Finland. Journal of Biogeography 22, 351-357

OBENAUF U (2011): Versuchsergebnisse zur N-Düngung – Teil 2: Empfehlungen zur Stickstoffdüngung zu Wintergetreide 2011. Landpost 5. März 2011

OBENAUF U (2009): Qualität neu bewerten! DLG-Mitteilungen 6/2009, 22-24.

ODONGO NE, BAGG R, VESSIE G, DICK P, OR-RASHID MM, HOOK SE, GRAY JT, KEBREAB E, FRANCE J, MCBRIDE BW (2007): Long-term effects of feeding monensin on methane production in lactating dairy cows. *Journal of Dairy Science*, 90:1781-1788

OECD (2006): Environmental Cross Compliance: Concept, design and coherence with other policy measures. COM/AGR/CA/ENV/EPOC(2006)19. 2.5.2006

OECD-FAO (2010): The OECD-FAO Agricultural Outlook 2010-2019. In: OECD (Hrsg.), Paris

OENEMA O, VELTHOF GL, YAMULKI S, JARVIS SC (1997): Nitrous oxide emissions from grazed grassland. Soil Use and Management 13, 288-295

OLESEN JE, SCHELDE K, WEISKE A, WEISBJERG MR, ASMAN WAH, DJURHUUS J (2006): Modelling greenhouse gas emissions from European conventional and organic dairy farms. Agriculture Ecosystems & Environment 112, 207-220

OLFS H-W, BLANKENAU K, BRENTRUP F, JASPER J, LINK A, LAMMEL J (2005): Soil- and plant-based nitrogen-fertilizer recommendations in arable farming. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 168, 414-431

O'MARA F (2004): Greenhouse gas production from dairying: reducing methane production. Ad. Dairy Technology, 16:295-309

OSTERBURG B (2010) Wirkungen von Biogasanlagen auf die Flächennutzung in Niedersachsen – eine Analyse von Daten des Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems (InVeKoS). Ergebnisse der Arbeiten im vTI zum Projekt WAgriCo2. Arbeitsbericht aus der vTI-Agrarökonomie 05/2010.

OSTERBURG B, RÖSEMANN C, HAENEL HD, DÖHLER H, WULF S, WICHMANN-FIEBIG M, WECHSUNG G (2010): Bewertung von Maßnahmen im Bereich der Landwirtschaft zum Erreichen der Emissionsobergrenzen für Ammoniakemissionen gemäß EU-NEC-Richtlinie im Jahr 2010. Bericht zur Unterstützung der Ressortgespräche zwischen BMELV/BMU vor dem Hintergrund der EU-NEC-Richtlinie, Braunschweig und Darmstadt

OSTERBURG B, NIEBERG H, RÜTHER S, ISERMEYER F, HAENEL HD, HAHNE J, KRENTLER JG, PAULSEN AM, SCHUCHARDT F, SCHWEINLE J, WEILAND P (2009): Erfassung, Bewertung und Minderung von Treibhausgasemissionen des deutschen Agrar- und Ernährungssektors. Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie, 03/2009 Braunschweig/Hamburg/Trenthorst: Johann Heinrich von Thünen-Institut

OSTERBURG B, SCHMIDT TG (2008): Catalogue of the measures suitable for agro-environmental programmes, their costs and their environmental impact. WAgriCo Final Report. Annex 47-LS. NLWKN, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Hannover

OSTERBURG B, NIEBERG H, RÜTER S, ISERMEYER F, HAENEL D, HAHNE J, KRENTLER JG, PAULSEN HM, SCHUCHARDT F, SCHWEINLE J, WEILAND P (2008a): Erfassung, Bewertung und Minderung von Treibhausgasemissionen des deutschen Agrar- und Ernährungssektors. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie 03/2009. Braunschweig, Hamburg und Trenthorst

OSTERBURG B, RÖSEMANN C, DÄMMGEN U (2008b): Minderung von Ammoniakemissionen des deutschen Agrarsektors – Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. In: W. u. F.-J. H. v. T. I. Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume (Hrsg.). Institut für Ländliche Räume, Institut für Agrarrelevante Klimaforschung, Braunschweig

OSTERBURG B (2007): Analysen zur Düngeverordnungs-Novelle vom Januar 2006. In: OSTERBURG B, RUNGE T (Eds.) Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer – eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig, pp. 267-302

OSTERBURG B, RÜHLING I, RUNGE T, SCHMIDT TG, SEIDEL K, ANTONY F, GÖDECKE B, WITT-ALTFELDER P (2007): Kosteneffiziente Maßnahmenkombinationen nach Wasserrahmenrichtlinie zur Nitratreduktion in der Landwirtschaft. In: B. Osterburg and T. Runge (Hrsg.): Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer – eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig, S. 4-138

OSTERBURG B, RUNGE T (2007): Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer – eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 307

OUTOR MONTEIRO D, CARVALHO PINHEIRO VM, MEDEIROS MOURÃO JL, MACHADO RODRIGUES MA (2010): Strategies for mitigation of nitrogen environmental impact from swine production. Revista Brasileira de Zootecnia 39, 317-325

PACHOLSKI A, GERICKE D, KANG N, KAGE H (2010): Ammoniakemissionen nach Ausbringung von Gärresten im Vergleich zu Güllen. In: KTBL (Hrsg.): Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden. KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.), Darmstadt, S. 72-82

PACHOLSKI A, GERICKE D, HERRMANN A, SVOBODA N, DITTERT K, KAGE H, SENBAYRAM M, WIENFORTH B, SIELING K, TAUBE F (2009): N-Umsatz und Spurengasemissionen typischer Biomassefruchtfolgen zur Biogaserzeugung in Norddeutschland. In*:* D. B. G. (DBG), (Hrsg.) Jahrestagung der DBG 2009 Kom. VI „Böden eine endliche Ressource“ 2009 05.-13-09.2009, Bonn. DBG (nicht begutachtete online Publikation)
http://www.dbges.de,
http://eprints.dbges.de/428/1/Beitrag_zur_Jahrestagung_der_DBG_2009_Pacholski.pdf

PARISH F, SIRIN A, CHARMAN D, JOOSTEN H, MINAYEVA T, SILVIUS M, STRINGER L (2007): Assessment on Peatlands, Biodiversity and Climate Change Main report. Global Environment Centre, Kuala Lumpur and Wetlands International, Wageningen

PARKIN TB, HATFIELD JL (2010): Influence of nitrapyrin on N_2O losses from soil receiving fall-applied anhydrous ammonia. Agriculture Ecosystems & Environment 136, 81-86

PASDA G, HAHNDEL R, ZERULLA W (2001): Effect of fertilizers with the new nitrification inhibitor DMPP (3,4-dimethylpyrazole phosphate) on yield and quality of agricultural and horticultural crops. Biology and Fertility of Soils 34, 85-97

PATRA AK, SAXENA J (2010): A new perspective on the use of plant secondary metabolites to inhibit methanogenesis in the rumen. Phytochemistry, 71:1198-1222

PAUL C, WEBER M, MOSANDL R (2009): Kohlenstoffbindung junger Aufforstungsflächen. K. G. I. i. Z. m. d. L. f. W. d. T. U. München: 70

PELLETIER N, ARSENAULT N, TYEDMERS P (2008): Scenario Modeling Potential Eco-Efficiency Gains from a Transition to Organic Agriculture: life cycle perspectives on Canadian canola, corn, soy and wheat production. Journal of Environmental Management 42: 989-1001.

PELLETIER N, PIROG R, RASMUSSEN R (2010): Comparative life cycle environmental impacts of three beef production strategies in the Upper Midwestern United States. Agricultural Systems 103, 380-389

PENMAN J, GYTARSKY M, HIRAISHI T, KRUG T, KRUGER D, PIPATTI R, BUENDIA L, MIWA K, NGARA T, TANABE K, WAGNER F (2003): Good practice guidance for land use, land-use change and forestry [online]. Zu finden in http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpglulucf/gpglulucf_contents.html (12.07.2010)

PERÄLÄ P, KAPUINEN P, ESALA M, TYYNELÄ S, REGINA K (2006): Influence of slurry and mineral fertiliser application techniques on N_2O and CH_4 fluxes from a barley field in southern Finland. Agriculture, Ecosystems & Environment 117, 71-78.

PERMAN R, MA Y, MCGILVRAY J und COMMON M (2003): Natural Resource and Environmental Economics. (3rd edition). Addison Wesley

PETERSEN SO, MUTEGI JK, HANSEN EM, MUNKHOLM LJ (2011): Tillage effects on N_2O emissions as influenced by a winter cover crop. Soil Biology and Biochemistry 43, 1509-1517

PETERSEN SO, AMON B, GATTINGER A (2005): Methane oxidation in slurry storage surface crusts. Journal of Environmental Quality 34, 455-461

PFAB H (2011): Influence of catch crops as well as of a waiting period between catch crop incorporation and following N-fertilization on N_2O-emissions in Dissertation: Nitrous oxide emissions and mitigation strategies – Measurement on an intensively fertilized vegetable cropped loamy soil. Institut für Kulturpflanzenwissenschaften, Universität Hohenheim, Fachgebiet Düngung mit Bodenchemie. Universität Hohenheim, Hohenheim, S. 120

PFADENHAUER J, HEINZ S (2005): Renaturierung von niedermoortypischen Lebensräumen 10 Jahre Niedermoormanagement im Donaumoos. In: Landwirtschaftsverlag (Hrsg.), Bonn, S. 299

PFEFFER E, HOLTHAUSEN A, GRIESE H, HOVENJÜRGEN M, KEHRAUS S, BOESER U und LOOFF M (2010): Untersuchungen an Mastfärsen über Stickstoff-Ausscheidungen bei Fütterung von Mischrationen mit unterschiedlichen Gehalten an Rohprotein. Züchtungskunde 82, 144-154.

PHETTEPLACE HW, JOHNSON DE, SEIDL AF (2001): Greenhouse gas emissions from simulated beef and dairy livestock systems in the United States. Nutrient Cycling in Agroecosystems 60, 99-102

PHILIPPE FX, LAITAT M, CANART B, FARNIR F, MASSART L, VANDENHEEDE M, NICKS B (2006): Effects of a reduction of diet crude protein content on gaseous emissions from deep-litter pens for fattening pigs. Animal Research 55, 397-407

PICKERT J (2008): Förderrechtliche und naturschutzfachliche Bewertungskriterien zum Grünland und zum Grünlandumbruch. Text der Schreibens von Herrn Dr. Pickert vom MLUV an die Landkreise vom 28. März 2008; http://www.oberhavel.de/documents_download/480c2c9b919b6.doc

PIMENTEL D, HEPPERLY P, HANSON J, DOUDS D, SEIDEL R (2005): Environmental, energetic, and economic comparisons of organic and conventional farming systems. BioScience 55, S.573-582

PINTO M, MERINO P, DEL PRADO A, ESTAVILLO JM, YAMULKI S, GEBAUER G, PIERTZAK S, LAUF J, OENEMA O (2004): Increased emissions of nitric oxide and nitrous oxide following tillage of a perennial pasture. Nutrient Cycling in Agroecosystems 70, 13-22

POEPLAU C, DON A, VESTERDAL L, LEIFELD J, VAN WESEMAEL B, SCHUMACHER J, GENSIOR A (2011): Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone - carbon response functions as a model approach. Global change biology 17(7):2415-2427

PÖLLINGER A (2006): Technische Herausforderungen und aktuelle Entwicklungen bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern. In*:* 12. Alpenländisches Expertenforum, 2006 Irdning, Österreich. Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft. http://www.landnet.at/filemanager/download/25925/ (30.03.2006)

POPE T, LOUPE L, PILLAI P, EMMERT J (2004): Growth performance and nitrogen excretion of broilers using a phase-feeding approach from twenty-one to sixty-three days of age. Poultry Science 83, 676-682

POWERS W, ANGEL R (2008): A Review of the Capacity for Nutritional Strategies to Address Environmental Challenges in Poultry Production. Poultry Science 87, 1929-1938

POWLSON DS, WHITMORE AP, GOULDING KWT (2011): Soil carbon sequestration to mitigate climate change: a critical re-examination to identify the true and the false. European Journal of Soil Science 62, 42-55

PRINS A, STEHFEST E, OVERMARS K, ROS J (2010): Are models suitable for determining ILUC factors? Netherlands Environmental Assessment Agency, Bilthoven

PULLEMAN M, JONGMANS A, MARINISSEN J, BOUMA J (2003): Effects of organic versus conventional arable farming on soil structure and organic matter dynamics in a Marine Loam in the Netherlands. Soil Use Management 19: 157-165

RAHMANN G, AULRICH K, BARTH K, BÖHM H, KOOPMANN R, OPPERMANN R, PAULSEN HM, WEIßMANN F (2008): Klimarelavanz des Ökologischen Landbaus – Stand des Wissens. In: Landbauforschung Vol. 58, No. 1/2, S. 71-89

RAMESOHL S, ARNOLD K, KALTSCHMITT M, SCHOLWIN F, HOFMANN F, PLÄTTNER A, KALIES M, LULIES S, SCHRÖDER G, ALTHAUS W, URBAN W, BURMEISTER F (2006): Analyse und Bewertung der Nutzungsmöglichkeiten von Biomasse. Band 1: Gesamtergebnisse und Schlussfolgerungen. Wuppertal Institut für Klima Umwelt Energie, Institut für Energetik und Umwelt gGmbH, Fraunhofer Institut Umwelt-, Sicherheit-, Energietechnik, Gaswärme-Institut e.V. Wuppertal, Leipzig, Oberhausen, Essen

RAVINDRANATH NH, SATHAYE J, WOODS J, FARGIONE J, WATSON H, FAAJI A, MAKUNDI W, CANADELL P (2009): GHG Implications of Land Use and Land Conversion to Biofuel Crops. In: HOWARTH RW, BRINGEZU S(eds.) Biofuels: Environmental Consequences and Interactions with Changing Land Use. Report of the International SCOPE Biofuels Project. http://cip.cornell.edu/biofuels/

RAVISHANKARA AR, DANIEL JS, PORTMANN RW (2009): Nitrous Oxide (N_2O): The Dominant Ozone-Depleting Substance Emitted in the 21st Century. Science 326, 123-125

REGINA K, SYVASALO E, HANNUKKALA A, ESALA M (2004): Fluxes of N_2O from farmed peat soils in Finland. European Journal of Soil Science 55, 591-599

REGINA K, NYKANEN H, MALJANEN M, SILVOLA J, MARTIKAINEN PJ (1998): Emissions of N_2O and NO and net nitrogen mineralization in a boreal forested peatland treated with different nitrogen compounds. Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere 28, 132-140

REGINA K, NYKANEN H, SILVOLA J, MARTIKAINEN PJ (1996): Fluxes of nitrous oxide from boreal peatlands as affected by peatland type, water table level and nitrification capacity. Biogeochemistry 35, 401-418

REIBEL C (2011): Frankreich: Energieersparnisse lassen sich vermarkten. http://www.hortigate.de/Apps/WebObjects/Hortigate.woa/1/wo/sxyKonVmjbw9z4kLlGYV7w/0.5.6.13.23.7.1.1.27.1.3.7.5 (25.05.2011)

REICHARDT M, JÜRGENS C (2009): Adoption and future perspective of precision farming in Germany: results of several surveys among different agricultural target groups. Precision Agriculture 10, 73-94

REICHARDT M, JÜRGENS C, KLÖBLE U, HÜTER J und MOSER K (2009): Dissemination of precision farming in Germany: acceptance, adoption, obstacles, knowledge transfer and training activities. Precision Agriculture 10, 525-545

REICHERT T, REICHERT M (2011): Saumagen und Regenwald: Klima- und Umweltwirkungen deutscher Agrarrohstoffimporte am Beispiel Sojaschrot: Ansatzpunkte für eine zukunftsfähige Gestaltung. Forum Umwelt & Entwicklung, Berlin

REIDSMA P, TEKELENBURG T, VAN DEN BERG M, ALKEMADE R (2006): Impacts of land-use change on biodiversity: An assessment of agricultural biodiversity in the European Union. Agriculture Ecosystems & Environment 114, 86-102

REINHARD R, SCHERER H, KÜCKE M, GREEF JM (2010): Grünlanddüngung mit N-Flüssigdüngerinjektion: Einfluss von Injektionshäufigkeit und N-Menge auf Ertrag, Qualität und N-Entzug. In: J.-K. Institut, (Hrsg.) Internationales Symposium: Injektionsdüngung Aktueller Kenntnisstand, neue Entwicklungen und Erfahrungen, 9. – 10. Februar 2010 2010 Braunschweig Julius Kühn-Institut, 18. http://www.jki.bund.de/fileadmin/dam_uploads/_presse/pdf/2010/030310_CULTAN_Symposium_abstracts.pdf (28.07.2010)

REINHARDT G, RETTENMAIER NEN S (2008): How sustainable are biofuels for transportation? Proceedings of „Bioenergy: Challenges and Opportunities“. International Conference and Exhibition on Bioenergy, 6-9 April 2008, Guimaraes (P)

REITER K, SANDER A (2010): Halbzeitbewertung PROFIL. Teil II Kapitel 12. Zahlungen im Rahmen von Natura 2000 und Zahlungen im Zusammenhang mit der Richtlinie 2000/60/EG (ELER-Code 2013). http://www.ml.niedersachsen.de/portal/live.php?&article_id=92991&navigation_id=1525&_psmand=

REITMAYR T (1995): Entwicklungen eines rechnergestützten Kennzahlensystems zur ökonomischen und ökologischen Beurteilung von agrarischen Bewirtschaftungsformen - dargestellt an einem Beispiel. Agrarwirtschaft Sonderheft 147.

RENGER M, WESSOLEK G, SCHWARZEL K, SAUERBREY R, SIEWERT C (2002): Aspects of peat conservation and water management. Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde 165, 487-493

RETTENMAIER N, REINHARDT G, GÄRTNER S, MÜNCH J (2008): Bioenergie aus Getreide und Zuckerrübe: Energie- und Treibhausgasbilanzen. Studie im Auftrag des Verbandes Landwirtschaftliche Biokraftstoffe e. V. (LAB). IFEU – Institut für Energie- und Umweltforschung, Heidelberg

RICHTER U, TEBRÜGGE F (1997): Bearbeitung von Lehmböden und Gefügeveränderungen. Tagung „Konservierende Bodenbearbeitung auf Lehmböden“. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 178, 27-42

RICHTER V (2009): Ackerbauliche und ökologische Vorteile der CULTAN-Düngung in Trinkwasserschutzgebieten - Höherer N-Entzug bei Düngerinjektion. LOP Landwirtschaft ohne Pflug 2/2009, 22-26

RIEDER J (2011): N_{min}-Vorrat während des Winters bei gestaffelten Güllegaben im Herbst. In: ELSÄßER M, DIEPOLDER M, HUGUENIN-ELIE O, PÖTSCH E, NUßBAUM H, MESSNER J (Hrsg.): Gülle 11: Gülle- und Gärrestdüngung auf Grünland. Internationale Tagung am 17. und 18.10.2011 im Kloster Reute. LAZ BW, Aulendorf, S. 279

RIPPEL R (2007): Umweltwirkungen eines zunehmenden Energiepflanzenanbaus. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Freising

ROCHETTE P, TREMBLAY N, FALLON E, ANGERS DA, CHANTIGNY MH, MACDONALD JD, BERTRAND N, PARENT LE (2010): N_2O emissions from an irrigated and non-irrigated organic soil in eastern Canada as influenced by N fertilizer addition. European Journal of Soil Science 61, 186-196

ROCHETTE P (2008): No-till only increases N_2O emissions in poorly-aerated soils. Soil & Tillage Research 101, 97-100

ROCHETTE P, JANZEN H (2005): Towards a Revised Coefficient for Estimating N_2O Emissions from Legumes. Nutrient Cycling in Agroecosystems 73, 171-179

RÖDER N, GRÜTZMACHER F (2012): Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Mooren – Vermeidungskosten und Anpassungsbedarf. Natur und Landschaft Zeitschrift für Naturschutz und Landschaftspflege 87, 56-61

ROGASIK J, DÄMMGEN U , LÜTTICH M (1996): Ökosystemare Betrachtungen zum Einfluß klimatischer Faktoren und verändertesr Intensität der Landnutzung auf Quellen- und Senkeneigenschaften von Böden für klimarelevante Spurengase. Landbauforschung Völkenrode 165: 87-104.

RÖMER G (2000): Ammoniakemissionen bei der Aufbereitung und der Lagerung von Festmist und Komposten und Grundlagen zu deren Beeinflussung unter Berücksichtigung der CO-Emissionen Lachgas und Methan. Dissertation. Institut für Landtechnik der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Bonn

RÖSEMANN C, HAENEL HD, PODDEY E, DÄMMGEN U, DÖHLER H, EURICH-MENDEN B, LAUBACH P, DIETERLE M, OSTERBURG B (2011): Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990-2009. Landbauforschung, Sonderheft 342. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig

ROSENBERGER E, GÖTZ KU, DODENHOFF J, KROGMEIER D, EMMERLING R, LUNTZ B, ANZENBERGER H (2004): Überprüfung der Zuchtstrategie beim Fleckvieh. Grub: Bayerische Landesanstlt für Landwirtschaft, Institut für Tierzucht

ROTZ CA, MONTES F, CHIANESE DS (2010): The carbon footprint of dairy production systems through partial life cycle assessment. Journal of Dairy Science 93, 1266-1282

RÖVER M, MURPHY D, HEINEMEYER O (2000): Bewertung von Verfahren der ökologischen und konventionellen landwirtschaftlichen Produktion im Hinblick auf den Energieeinsatz und bestimmte Schafgasemissionen. Studie als Sondergutachten im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 211(2000)

RÖVER M, HEINEMEYER O, KAISER EA (1998): Microbial induced nitrous oxide emissions from an arable soil during winter. Soil Biol. Biochem. 30, 1859-1865

RÜHLING I, RUSER R, KÖLBL A, PRIESACK E, GUTSER R (2005): Kohlenstoff und Stickstoff in Agrarökosystemen. In: OSINSKI E, MEYER-AURICH A, HUBER B, RÜHLING I, GERL G, SCHRÖDER P (eds) Landwirtschaft und Umwelt – ein Spannungsfeld: Ergebnisse des Forschungsverbunds Agrarökosysteme München (FAM). München : oekom Verl, pp 99-154

RUMPLER WV, JOHNSON DE, BATES DB (1986): The effect of high dietary cation concentrations of methanogenesis by steers fed with or without ionophores. Journal of Animal Science, 62:1737-1741

RUSER R (2010): Möglichkeiten zur Minderung der Lachgasfreisetzung aus landwirtschaftlich genutzten Böden bei mineralischer Stickstoffdüngung. In: KTBL (Hrsg.): Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden. KTBL (KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT E. V.), Darmstadt, S. 109-120

RUSER R, PFAB H, PALMER I, SPENGLER J, FIEDLER S, MÜLLER T (2010): N_2O emissions from a vegetable field as affected by ammonium depot fertilization and by the use of a nitrification inhibitor. In*:* J.-K. Institut, (Hrsg.) Internationales Symposium: Injektionsdüngung Aktueller Kenntnisstand, neue Entwicklungen und Erfahrungen, 9.-10. Februar 2010 2010 Braunschweig Julius-Kühn Institut, 20. http://www.jki.bund.de/fileadmin/dam_uploads/_presse/pdf/2010/030310_CULTAN_Symposium_abstracts.pdf (28.07.2010)

RUSER R (2008): Klimawirkung der Düngung: Wie wirken sich N-Düngung und Bewirtschaftung auf N_2O-Emissionen aus Böden aus? In: BUNDESARBEITSKREIS DÜNGUNG (BAD) (Hrsg.): Klimawandel und Bioenergie – Pflanzenproduktion im Spannungsfeld zwischen politischen Vorgaben und ökonomischen Rahmenbedingungen. BAD, Frankfurt/Main, S. 113-124

RUSER R, KAMP T, CHOUDRY K, HERA U, RÖTZER T (2008): N_2O-Freisetzung aus landwirtschaftlich genutzten Böden in Zusammenhang mit der N-Düngung und Landbewirtschaftung sowie Vermeidungsoptionen. UBA-Workshop "Böden im Klimawandel - Was tun?", S. 79-84

RUSER R, FLESSA H, SCHILLING R, BEESE F, MUNCH JC (2001): Effect of crop-specific field management and N fertilization on N_2O emissions from a fine-loamy soil. Nutrient Cycling in Agroecosystems 59, 177-191

RUSER R, FLESSA H, SCHILLING R, STEINDL H, BEESE F (1998): Soil Compaction and Fertilization Effects on Nitrous Oxide and Methane Fluxes in Potato Fields. Soil Science Society of America Journal 62:1587-1595.

RUSSEL JB, STROBEL HJ (1989): Effects of ionophores on ruminal fermentation. Appl. Environ. Microbiol., 55:1-6

SALVAGIOTTI F, CASTELLARÍN JM, MIRALLES DJ, PEDROL HM (2009): Sulfur fertilization improves nitrogen use efficiency in wheat by increasing nitrogen uptake. Field Crops Research 113, 170-177

SARKODIE-ADDO J, LEE HC, BAGGS EM (2003): Nitrous oxide emissions after application of inorganic fertilizer and incorporation of green manure residues. Soil Use and Management 19, 331-339

SAUER FD, FELLNER V, KINSMANN R, KRAMER JKG, JACKSON HA, LEE AJ, CHEN S (1998): Methane output and lactation response in Holstein cattle with monensin or unsaturated fat added to the diet. Journal of Animal Science, 76:906-914

SAUERBREY R, ZEITZ J (1999): Moore. Landsberg

SCHEELE M, ISERMEYER F und SCHMITT G (1993): Umweltpolitische Strategien zur Lösung der Stickstoffproblematik in der Landwirtschaft. Agrarwirtschaft 42, 294-313

SCHELLING GT (1984): Monensin mode of action in the rumen. Journal of Animal Science, 58:1518-1527

SCHENDLER T (2010): KAS-Merkblatt zu Biogasanlagen: Defizite bei der Auslegung der Errichtung und dem Betrieb von Biogasanlagen. In: Tagungsband 19. Jahrestagung Fachverband Biogas e. V., Leipzig 02.02-04.02.2010. S. 31-34

SCHIED C (2011): Energieberatung in der Landwirtschaft – aktueller Stand. In*:* Fortbildung „Nachhaltige Landwirtschaft und Ressourceneffizienz – Herausforderungen für die Beratung“ (2/133-1), 05.05.2011 Schwäbisch Gmünd. Landesanstalt für Entwicklung der Landwirtschaft und der ländlichen Räume. [Accessed 05.05.2011]

SCHIEß H (2011): Dänemark: Hohe Energieeinsparung in Gewächshäusern dank Branchenabkommen. http://www.hortigate.de/Apps/WebObjects/Hortigate.woa/1/wo/sxyKonVmjbw9z4kLlGYV7w/0.5.6.13.23.0.1.1.27.1.3.7.5 (25.05.2011)

SCHILS RLM, VERHAGEN A, AARTS HFM, KUIKMAN PJ, SEBEK LBJ (2006): Effect of improved nitrogen management on greenhouse gas emissions from intensive dairy systems in the Netherlands. Global Change Biology 12, 382-391

SCHLEEF K-H (1999): Auswirkungen von Stickstoffminderungspolitiken. Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup

SCHMIDHALTER U, SCHRAML M, WEBER A, GUTSER R (2010): Ammoniakemissionen aus Mineraldüngern - Versuchsergebnisse aus mitteleuropäischen Standorten. In: KTBL (Hrsg.): Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden. KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.), Darmstadt, S. 92-102

SCHMIDHALTER U, MAIDL F-X, HEUWINKEL H, DEMMEL M, AUERNHAMMER H, NOACK P, ROTHMUND M (2008): Precision Farming – Adaptation of Land Use Management to Small Scale Heterogeneity. In: SCHRÖDER P, PFADENHAUER J, MUNCH JC (Hrsg.): Perspectives for Agroecosystem Management. Elsevier, S. 121-199

SCHMIDT TG, OSTERBURG B, LAGGNER A (2007a): Datenauswertung zur Quantifizierung diffuser Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft im Rahmen des Projekts 'Integriertes Monitoring des chemischen Zustandes des Grundwassers' in Niedersachsen: Top-Down-Ansatz mit Daten der Agrarstrukturerhebungen 1999 und 2003 und Analyse des Landnutzungswandels. Braunschweig: FAL. Arbeitsber. Bereich Agrarökonomie 2007/02

SCHMIDT TG, RUNGE T, SEIDEL K, OSTERBURG B (2007b): Bewertung der ökologischen Wirksamkeit und Eignung von technisch-organisatorischen Wasserschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft. In: OSTERBURG B, RUNGE T (Hrsg.): Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer – eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig, S. 157-258

SCHMIDTKE K (2007): Teilprojekt II: Ermittlung des N-Ertrages und der symbiotisch gebundenen N-Menge im legumen Zwischenfruchtbau in Betrieben des ökologischen Landbaus in Sachsen. Biologisch-regenerative Stickstoffversorgung im Ackerbau. Ist-Analyse und Potenziale biologisch-regenerativer Stickstoffversorgung im Ackerbau Sachsens Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Dresden, S. 81-95

SCHNEIDER M, WAGNER P (2008): Ökonomische Effekte der teilspezifischen Bewirtschaftung auf betrieblicher Ebene. In: WERNER A, DREGER F, SCHWARZ J, STAHL K (Hrsg.): Informationsgeleitete Pflanzenproduktion mit Precision Farming als zentrale inhaltliche und technische Voraussetzung für eine nachhaltige Entwicklung der landwirtschaftlichen Landnutzung - pre agro II - Abschlussbericht. ZALF (Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung e.V.), Müncheberg, S. 401-436

SCHOLWIN F. MICHEL J, SCHRÖDER G, KALIES M (2006): Ökologische Analyse einer Biogasnutzung aus nachwachsenden Rohstoffen. Endbericht (03NR143). Institut für Energetik und Umwelt gGmbH (IE). Leipzig.

SCHRAMEK J, OSTERBURG B, KASPERCZYK N, NITSCH H, WOLFF A, WEIS M, HÜLEMEYER K (2011): Vorschläge zur Ausgestaltung von Instrumenten für einen effektiven Schutz von Dauergrünland

SCHRÖPEL R (2007): Herbstgülle-Wintergülle-Frühjahrsgülle. http://www.lfl.bayern.de/lvfz/spitalhof/gruenland/25202/linkurl_0_2.pdf (30.03.2011)

SCHULZE ED, LUYSSAERT S, CIAIS P, FREIBAUER A, JANSSENS IA, SOUSSANA JF, SMITH P, GRACE J, LEVIN I, THIRUCHITTAMPALAM B, HEIMANN M, DOLMAN AJ, VALENTINI R, BOUSQUET P, PEYLIN P, PETERS W, ROEDENBECK C, ETIOPE G, VUICHARD N, WATTENBACH M, NABUURS GJ, POUSSI Z, NIESCHULZE J, GASH JH, CARBOEUROPE T (2009): Importance of methane and nitrous oxide for Europe's terrestrial greenhouse-gas balance. Nature Geoscience 2, 842-850

SCHÜRER E (2002): Lachgas- und Methanemissionen nach der Ausbringung von Gülle auf Grünland im Allgäu. Mensch & Buch Verlag, Berlin

SCIALABBA N, HATTAM C (2002): Organic agriculture, environment and food security. Environment and Natural Resources Service Development Department. The Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. Scialabba Nadia El-Hage, Organic Agriculture, The Challenge of Sustaining Food Production While Enhancing Biodiversity, United Nations Thematic Group, Sub-Group Meeting on Wildlife, Biodiversity and Organic Agriculture, Ankara, Turkey, 15-16 April 2003

SEARCHINGER T (2010): Biofuels and the need for additional carbon. Environmental research Letters 5 (2010) 024007

SEARCHINGER T, HEIMLICH R, HOUGHTEN R, DONG F, ELOBEID A, FABIOSA J, TOKGOZ S, HAYES D, YU T (2008): Use of U.S. Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases Through Emissions from Land-Use Change. Science, Vol. 319, S. 1235-1238

SEHY U, RUSER R, MUNCH JC (2003): Nitrous oxide fluxes from maize fields: relationship to yield, site-specific fertilization, and soil conditions. Agriculture, Ecosystems & Environment 99, 97-111

SEITHER M, WARGE N, ISSELSTEIN J (2009): Effekt von Düngung und Gaslanddiversität auf Produktivität und Futterqualität. In*:* L. Nordrhein-Westfalen, (Hrsg.) Futterbau und Klimawandel: Grünlandbewirtschaftung als Senke und Quelle für Treibhausgase, 2009 Kleve. C.Berendonk, G. Riehl, 92-96

SELING S (2011): Experteninterview zur Beurteilung der Backweizenqualität. MRI, vTI, Detmold, Braunschweig

SELING S (2010a): Bedeutung des Proteingehaltes von Backweizen aus Sicht der Wissenschaft. Getreidetechnologie 64, 103-110

SELING S (2010b): Telefongespräch zur Beurteilung der Backweizenqualität. MRI, Detmold.

SELING S, SCHWAKE-ANDUSCHUS C, LINDHAUER MG (2010): Die Qualität der deutschen Weizenernte 2010. Teil 1: Quantitatives und qualitatives Ergebnis in Bund und Ländern. Mühle + Mischfutter 147, 626-636

SELING S (2009): Neue Methoden gesucht. DLG-Mitteilungen 6/2009, 30-31

SELING S, SCHWAKE-ANDUSCHUS C, LINDHAUER MG (2009): Die Qualität der deutschen Weizenernte 2009. Teil 1: Quantitatives und qualitatives Ergebnis in Bund und Ländern. Mühle + Mischfutter 146, 672-681

SELING S, LINDHAUER MG (2008): Die Qualität der deutschen Weizenernte 2008. Teil 1: Quantitatives und qualitatives Ergebnis in Bund und Ländern. Mühle + Mischfutter 145, 683-695

SELING S, LINDHAUER MG (2007): Die Qualität der deutschen Weizenernte. Teil 1: Quantitatives und qualitatives Ergebnis in Bund und Ländern. Mühle + Mischfutter 143, 692-704

SEUFERT V, RAMANKUTTY N, FOLEY JA (2012): Comparing the yields of organic and conventional agriculture. In: NATURE. ONLINE PUBLIKATION, April 2012, DOI: 10.1038/nature11069

SHANAHAN JF, KITCHEN NR, RAUN WR, SCHEPERS JS (2008): Responsive in-season nitrogen management for cereals. Computers and Electronics in Agriculture 61, 51-62

SHANNON D, SEN AM, JOHNSON DB (2002): A comparative study of the microbiology of soils managed under organic and conventional regimes. Soil Use Management 18: 274-283

SHEPHERD M, PEARCE B, CORMACK B, PHILIPPS L, CUTTLE S, BHOGAL A, COSTIGAN P, UNWIN R (2003): An Assessment of the Environmental Impacts of Organic Farming. A review for Defra-funded project OF0405. (http://www.defra.gov.uk/foodfarm/growing/organic/policy/research/pdf/env-impacts2.pdf) (12.07.2010)

SHEPHERD M, HARRISON R, WEBB J (2002): Managing soil organic matter – implications for soil structure on organic farms. Soil Use and Management (2002) 18, 284-292

SIEGERIST, T. (2010). Minderung von Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft im Kanton Schaffhausen. Interkantonales Labor (ILK), Schaffhausen, Schweiz

SIELING K, SAUERMANN W, KAGE H (2009): Optimierung der Stickstoffdüngung zu Winterraps durch schlagspezifische Berücksichtigung von Bestandesparametern und Ertragspotenzial. Abschlussbericht für die Union zur Förderung von Öl- und Proteinpflanzen e. V. Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, Acker- und Pflanzenbau; Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein, Abteilung Pflanzenbau, Pflanzenschutz und Landtechnik, Kiel

SIMON U, NOLTE B, KIRCHGESSNER M, VOIGT K (1995): Verfahren zur extensiven Flächennutzung in Verbindung mit einer umweltverträglichen Produktion von Qualitätsrindfleisch durch Änderung der botanischen Zusammensetzung der Weide. Abschlußbericht. TU München, Lehrstuhl für Grünlandlehre und Lehrstuhl für Tierernährung, München

SIX J, OGLE SM, BREIDT FJ, CONANT RT, MOSIER ARVINR, PAUSTIAN K (2004): The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practised in the long term. Global Change Biology 10, 155-160

SKW (2011): Stickstoffwerke Piesteritz GmbH Faktencheck Harnstoff 03: Harnstoff:Lachgas-Emissionen vermindern. http://www.skwp.de/deutsch/main-nav/presse/faktencheck_harnstoff.htm (29.03.2012)

SMITH E, GORDON R, BOURQUE C, CAMPBELL A, GÉNERMONT S, ROCHETTE P, MKHABELA M (2009): Simulated management effects on ammonia emissions from field applied manure. Journal of Environmental Management 90, 2531-2536

SMITH KA, CONEN F (2004): Impacts of land mangement on fluxes of trace greenhouse gases. Soil Use and Management 20, 255-263

SMITH KA CHAMBERS BJ (1993): Utilizing the nitrogen content of organic manures on farms – problems and practical solutions. Soil Use and Management 9, 105-111

SMITH LC, DE KLEIN CAM, CATTO WD (2008): Effect of dicyandiamide applied in a granular form on nitrous oxide emissions from a grazed dairy pasture in Southland, New Zealand. New Zealand Journal of Agricultural Research 51, 387-396

SMITH P, MARTINO ZC, GWARY D, JANZEN H, KUMAR P, MCCARL B, OGLE S, O'MARA F, RICE C, SCHOLES B, SIROTENKO O, HOWDEN; M, MCALLISTER; T, PAN; G, ROMANENKOV; V, SCHNEIDER; U, TOWPRAYOON; S, WATTENBACH; M, SMITH J (2008): Greenhouse gas mitigation in agriculture. Phil. Trans. The Royal Society 363: 789–813

SMITH P (2005): Carbon sequestration in croplands: the potential in Europe and the global context. Landbauforsch Völkenrode SH 280:63-70

SMITH P, ANDREN O, KARLSSON T, PERALA P, REGINA K, ROUNSEVELL M, VAN WESEMAEL B (2005): Carbon sequestration potential in European croplands has been overestimated. Global Change Biology 11, 2153-2163

SMITH P, POWLSON DS, GLENDINING MJ UND SMITH JOU (1998): Preliminary estimates of the potential for carbon mitigation in European soils through no-till farming. Global Change Biology 4, 679-685

SMITS MCJ, MOSQUERA J (2008): Greenhouse gas emissions from organic dairy farms and potentials for their reduction. In: Klimawandel und Ökolandbau. KTBL-Schrift 472, Darmstadt, S. 81-86

SNYDER CS, BRUULSEMA TW, JENSEN TL, FIXEN PE (2009): Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. Agriculture Ecosystems & Environment 133, 247-266

SØGAARD HT, SOMMER SG, HUTCHINGS NJ, HUIJSMANS JFM, BUSSINK D, NICHOLSON F (2002): Ammonia volatilization from field-applied animal slurry—the ALFAM model. Atmospheric Environment 36, 3309-3319

SØGAARD HT, KIERKEGAARD P (1994): Yield reduction resulting from uneven fertiliser distribution. Transactions of the ASAE 37, 1749–1752

SOMMER SG (2005): Greenhouse gas emission from manure and livestock. In: N.-S. M.-a. a. a. e. challenge (Hrsg.). Danish Institute of Agricultural Sciences, Department of Agricultural Engineering, Research Centre Bygholm

SOMMER SG, PETERSEN SO, MOLLER HB (2004): Algorithms for calculating methane and nitrous oxide emissions from manure management. Nutrient Cycling in Agroecosystems 69, 143-154

SOMMER SG, PETERSEN SO (2002): Nitrous oxide emissions from manure handling – effects of storage conditions and climate. In: PETERSEN SO, OLESEN JE (eds) DIAS report - Plant Production No. 81. Greenhouse Gas Inventories for Agriculture in the Nordic Countries, 97-106

SOMMER SG, MOLLER HB (2000): Emission of greenhouse gases during composting of deep litter from pig production - effect of straw content. Journal of Agricultural Science 134, 327-335

SOMMER SG, PETERSEN SO, SOGAARD HT (2000): Greenhouse gas emission from stored livestock slurry. Journal of Environmental Quality 29, 744-751

SOMMER SG, FRIIS E, BACH A, SCHØRRING JK (1997): Ammonia volatilization from pig slurry applied with trail hoses or broadspread to winter wheat: effects of crop developmental stage, microclimate, and leaf ammonia absorption. Journal of Environmental Quality 26, 1153-1160.

SOMMER SG, OLESEN JE, CHRISTENSENA BT (1991): Effects of temperature, wind speed and air humidity on ammonia volatilization from surface applied cattle slurry. The Journal of Agricultural Science 117, 91-100

SPIEKERS H, OBERMAIER A (2007): Milchharnstoffgehalt und N-Ausscheidung. SuB 2007, III-4-III-9

SPIERTZ JHJ (2010): Nitrogen, sustainable agriculture and food security. A review. Agronomy for Sustainable Development 30, 43-55

SPIESS E, IRLA E, HEUSSER J (2006): Depot injection of ammonia fertilisers with the CULTAN-system. ART-Berichte, Switzerland, 16 pp.

SPRINGER C (2010): Energie und CO_2 – Bilanz der Kompostierung unter Einbezug des Substitutionspotentials des Komposts. Müll und Abfall 8/10, 386-396

SRU (SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN) (SRU) (2008): Umweltgutachten 2008. Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels. Erich Schmidt Verlag

SRU (SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN) (2007): Klimaschutz durch Biomasse. Sondergutachten des Sachverständigenrats für Umweltfragen, Berlin

SRU (SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN) (1996). Umweltgutachten 1996 zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. Metzler-Poeschel, Stuttgart.

STATISTISCHES BUNDESAMT (2011): Fachserie 3 Reihe 2.2.2: Land und Forstwirtschaft, Fischerei. Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft in landwirtschaftdlichen Betrieben – Erhebung zur Wirtschaftsdüngerausbringung. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden

STATISTISCHES BUNDESAMT (2010): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland - Indikatorenbericht 2010. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden

STATISTISCHES BUNDESAMT (2006): Fachserie 3: Land und Forstwirtschaft, Fischerei: Gartenbauerhebung 2005. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden http://www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/Internet/DE/Content/Publikationen/Fachveroeffentlichungen/LandForstwirtschaft/Bodennutzung/Gartenbauerhebung,templateId=renderPrint.psml

STAUFFER W, SPIESS E (2011): Einfluss von Gülleausbringtermin, Kultur und Wiesenumbruch auf Nitratauswaschung in einem Lysimeterversuch. In: ELSÄßER M, DIEPOLDER M, HUGUENIN-ELIE O, PÖTSCH E, NUßBAUM H, MESSNER J (Hrsg.): Gülle 11: Gülle- und Gärrestdüngung auf Grünland. Internationale Tagung am 17.+18.10.2011 im Kloster Reute. LAZ BW, Aulendorf, S. 293-294

STEFFENS D (2000): Nährstoffeffizienzen bei endlichen Ressourcen aus der Sicht der Pflanzenernährung. In: F. Ellendorff and H. Stützel (Hrsg.): Workshop "Nachhaltige Landwirtschaft" 31.05-02.06.1999. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Braunschweig, S. 153-170

STEHFEST E, BOUWMAN L (2006): N_2O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emission. Nutrient Cycling in Agroecosystems 74, 207-228

STEIN-BACHINGER K, BACHINGER H und SCHMITT L (2004): Nährstoffmanagement im Ökologischen Landbau – Ein Handbuch für Beratung und Praxis Darmstadt.

STOLZE M, PIORR A, HARING A, DABBERT S (2000): The environmental impacts of organic farming in Europe. University of Hohenheim, Department of Farm Economics, Stuttgart Germany

STRID ERIKSSON I, ELMQUIST H, STERN S, NYBRANT T (2005): Environmental Systems Analysis of Pig Production – The Impact of Feed Choice. The International Journal of Life Cycle Assessment 10, 143-154

STROHM K, SCHWEINLE J, LIESEBACH M, OSTERBURG B, RÖDL A, BAUM S, NIEBERG H, BOLTE A, WALTER K (2012): Ökologische und ökonomische Beurteilung von Kurzumtriebsplantagen. Arbeitsberichte aus der vTI Agrarökonomie. Braunschweig (im Druck).

STÜLPNAGEL R, VON BUTTLAR C, HEUSER F und WACHENDORF M (2009): Verbundvorhaben: Entwicklung und Vergleich von optimierten Anbausystemen für die landwirtschaftliche Produktion von Energiepflanzen unter den verschiedenen Standortbedingungen Deutschlands. Teilprojekt 6 (FKZ: 220022805): Systemversuch zum Zweikultur-Nutzungssystem auf sechs Standorten im Bundesgebiet Schlussbericht. Versuchszeitraum von Sommer 2005 bis Herbst 2008. Universität Kassel, FB 11, Fachgebiet Grünlandwissenschaft und Nachwachsende Rohstoffe, Witzenhausen
Available:http://www.eva-verbund.de/fileadmin/user_upload/PDFs/Themen/Zweikulturnutzung/Witzenhaeuser_Zweikulturnutzung/Informationen/uni_ks_tp6.pdf (Access Date)

SUBBARAO GV, ITO O, SAHRAWAT KL, BERRY WL, NAKAHARA K, ISHIKAWA T, WATANABE T, SUENAGA K, RONDON M. RAO IM (2006): Scope and strategies for regulation of nitrification in agricultural systems-challenges and opportunities. Critical Reviews in Plant Sciences 25, 303-335

SUCCOW M, JOOSTEN H (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. Stuttgart

SUSTAINABILIY CENTER BREMEN (2009): Klimaschutz in der Region: Leitfaden Klimaschutz in landwirtschaftlichen Betrieben. Sustainabiliy Center Bremen, Bremen

TANTAU HJ, MEYER J, SCHMIDT U, BEßLER B (2009): ZINEG, das Niedrigenergiegewächshaus, ein systemorientierter Ansatz. BHGL-Schriftenreihe Band 26, 6

TAUBE F, KELM M (2007): Wissen wo man steht. Landwirtschaftliche Produktionssysteme in Schleswig-Holstein: Leistungen und ökologische Effekte. Ergebnisse des Projektes COMPASS. Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Kiel

TAYLOR C (2000): Ökologische Bewertung von Ernährungsweisen anhand ausgewählter Indikatoren. Dissertation Universität Gießen. Abrufbar unter: http://geb.uni-giessen.de/geb/volltexte/2000/273/

TENUTA M, MKHABELA M, TREMORIN D, COPPI L, PHIPPS G, FLATEN D, OMINSKI K (2010): Nitrous oxide and methane emission from a coarse-textured grassland soil receiving hog slurry. Agriculture, Ecosystems & Environment 138, 35-43

THOMASSEN M, VAN CALKER K, SMITS M, IEPEMA G, DE BOER I (2008): Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. Agricultural Systems 96 (2008) 95-107

THOMASSEN M (2003): Life cycle assessment at commercial organic dairy farms. Comparison of three methodologies: LCA, ecological footprint-analysis and an adjusted nutrient balance. M.Sc. Thesis, Animal Production Systems Group, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands

THOMET P (2011): Länderspezifische Sicht der Problematik: Schweiz. Plädoyer für die Gülleausbringung auf Grünland während der Wintermonate. In: ELSÄßER M, DIEPOLDER M, HUGUENIN-ELIE O, PÖTSCH E, NUßBAUM H, MESSNER J (Hrsg.): Gülle 11: Gülle- und Gärrestdüngung auf Grünland. Internationale Tagung am 17. und 18.10.2011 im Kloster Reute. LAZ BW, Aulendorf, S. 313-316

THOMSEN IK, PEDERSEN AR, NYORD T, PETERSEN SO (2010): Effects of slurry pretreatment and application technique on short-term N_2O emissions as determined by a new non-linear approach. Agriculture, Ecosystems & Environment 136, 227-235

THORMAN R, HARRISON R, COOKE SD, ELLIS S, CHADWICK DR, BURSTON M, BALSDON SL (2003) Nitrous oxide emissions from slurry- and straw-based systems for cattle and pigs in relation to emissions of ammonia. In: MCTAGGART I, GAIRNS L (Eds.), Proceedings of SAC/SEPA Conference on Agriculture, Waste and the Environment, Edinburgh, 26-28 March 2002, pp. 26-32

TOMKINS NW, HUNTER RA (2003): Methane mitigation in beef cattle using a patented antimethanogen. In: Eckard, R. ed. 2nd Joint Australia and New Zealand Forum on Non-CO2 Greenhouse Gas Emission from Agriculture. Canberra, CRC for Greenhouse Accounting, pp. 2-9

TONITTO C, DAVID MB und DRINKWATER LE (2006): Replacing bare fallows with cover crops in fertilizer-intensive cropping systems: A meta-analysis of crop yield and N dynamics. Agriculture, Ecosystems & Environment 112, 58-72

TRIEBE S (2007): Reduktion von Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft. Dargestellt für die Bundesländer Brandenburg und Niedersachsen. Josef Eul Verlag, Lohmar

TÜV Rheinland, 2010: http://www.tuvdotcom.com/pi/web/zartDetailCertificate.xml?option=zart&zart=914&zlang=&certificateid=552397&productid=&LanguageSelected=de&gqm=83742&strLevel=0&pageno=829453&ws=false&um=false&pp=false&gs=&tdc=0000027153&atuv=true&acert=true&strUserId=&strUrlId=3&sLand=&sLang= ;

UBA (2011a): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2011. Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990-2009. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau

UBA (2011b): Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid-Emissionen des deutschen Strommix 1990-2009 und erste Schätzung 2010 im Vergleich zum Stromverbrauch. Dessau, Umweltbundesamt, FG I 2.5.: 2

UBA (2011c): Stickstoff – zuviel des Guten? Überlastung des Stickstoffkreislaufs zum Nutzen von Umwelt und Mensch wirksam reduzieren. Umweltbundesamt, Dessau

UBA (2010): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2011. Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990-2008. Umweltbundesamt, Dessau, S. 407-449.

UBA (2009): Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungsstrategie. Umweltbundesamt, Dessau

UPPENKAMP N, FRÖBA N (2008): Optionen zur Kraftstoffeinsparung im Pflanzenbaubetrieb. In: K. f. T. u. B. i. d. L. e. V. KTBL (Ed.), Energieeffiziente Landwirtschaft. KTBL-Vortragstagung vom 8. bis 9. April 2008 in Fulda. KTBL, Darmstadt, pp. 100-106

URDL M, GRUBER L, HÄUSLER J, MAIERHOFER G, SCHAUER A (2006): Untersuchungen zur Bewertung von getrockneter Weizen- und Maisschlempe (Starprot) bei Wiederkäuern. In: S. Binder, (Hrsg.) ALVA – Jahrestagung 2006 „Tierische Lebensmittel im Spannungsfeld zwischen Genuss, Gesundheit und Risiko“, 22.–23. Mai 2006, 2006 St. Pölten, Österreich. Wien: Arbeitsgemeinschaft für Lebensmittel- Veterinär- und Agrarwesen, 121-124. http://www.alva.at/upload/Publikationen/Tagungsband/ALVATagungsband2006.pdf (02.12.2010)

VAN BEEK CL, PLEIJTER M, KUIKMAN PJ (2011): Nitrous oxide emissions from fertilized and unfertilized grasslands on peat soil. Nutrient Cycling in Agroecosystems 89, 453-461

VAN DUINKERKEN G, SMITS MCJ, ANDRÉ G, SEBEK LBJ und DIJKSTRA J (2011): Milk urea concentration as an indicator of ammonia emission from dairy cow barn under restricted grazing. Journal of Dairy Science 94, 321-335

VAN GELDER JW, DROS JM (2003): Corporate actors in the South American soy production chain. A research paper prepared for World Wide Fund for Nature Switzerland

VAN GROENIGEN JW, KASPER GJ, VELTHOF GL, POL-VAN DASSELAAR AVD, KUIKMAN PJ (2004): Nitrous oxide emissions from silage maize fields under different mineral nitrogen fertilizer and slurry applications. Plant and Soil 263, 101-111

VAN GROENIGEN JW, VELTHOF GL, OENEMA O, VAN GROENIGEN KJ, VAN KESSEL C (2010): Towards an agronomic assessment of N2O emissions: a case study for arable crops. European Journal of Soil Science 61, 903-913

VAN GROENIGEN JW, VELTHOF GL, VAN DER BOLT FJE, VOS A, KUIKMAN PJ (2005): Seasonal variation in N_2O emissions from urine patches: Effects of urine concentration, soil compaction and dung. Plant and Soil 273, 15-27

VAN VUGT SJ, WAGHORN GC, CLARK DA, WOODWARD SL (2005): Impact of monensin on methane production and performance of cows fed forage diets. Proceedings of the New Zealand Society of Animal Production, 65:362-366

VANDENBYGAART AJ, GREGORICH EG, ANGERS DA (2003): Influence of agricultural management on soil organic carbon: A compendium and assessment of Canadian studies. Canadian Journal of Soil Science 83, 363-380

VANDERZAAG AC, GORDON RJ, GLASS VM, JAMIESON RC (2008): Floating covers to reduce gas emissions from liquid manure storages: a review. Applied Engineering in Agriculture 24, 657-671

VANDRÉ R, CLEMENS J, GOLDBACH H, KAUPENJOHANN M (1997): NH_3 and N_2O Emissions after Landspreading of Slurry as Influenced by Application Technique and Dry Matter-Reduction. I. NH3 Emissions. Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde 160, 303-307

VANRADEN PM, TOOKER ME, COLE JB, WIGGANS GR, MEGIONAL JH (2007): Genetic Evaluations for Mixed-Breed Populations. J. Dairy Sci., 90:2434-2441

VATN A (2005): Institutions and the Environment. Edward Elgar, Cheltenham, UK, Northampton, USA

VATN A (2002): Multifunctional Agriculture: Some consequences for international trade regimes. European Review of Agricultural Economics

VDI3894 (2011): Blatt 1 Emissionen und Immissionen aus Tierhaltungsanlagen; Haltungsverfahren und Emissionen; Schweine, Rinder, Geflügel, Pferd ICS 13.040.40, 65.020.30; NA 134-01-30 AA N 0112. In: B. Verlag (Hrsg.)

VDLUFA (2004): Humusbilanzierung – Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgungn von Ackerland. ww.vdlufa.de/joomla/Dokumente/Standpunkte/08-humusbilanzierung.pdf

VELLINGA TV, VAN DEN POL-VAN DASSELAAR A, KUIKMAN PJ (2004): The impact of grassland ploughing on CO_2 and N_2O emissions in the Netherlands. Nutrient Cycling in Agroecosystems 70, 33-45

VELLINGA TV, VAN DER PUTTEN AHJ, MOOIJ M (2001): Grassland management and nitrate leaching, a model approach. Netherlands Journal of Agricultural Science 49, 229-253

VELTHOF GL, HOVING IE, DOLFING J, SMIT A, KUIKMAN PJ, OENEMA O (2010): Method and timing of grassland renovation affects herbage yield, nitrate leaching, and nitrous oxide emission in intensively managed grasslands. Nutrient Cycling in Agroecosystems 86, 401-412

VELTHOF GL, KUIKMAN PJ, OENEMA O (2003): Nitrous oxide emission from animal manures applied to soil under controlled conditions. Biology and Fertility of Soils 37, 221-230

VELTHOF GL, KUIKMAN PJ, OENEMA O (2002a): Nitrous oxide emission from soils amended with crop reidues. Nutr. Cycl. Agroecosyst. 62, 249-261

VELTHOF GL, VAN DER MEER HG, AARTS HFM (2002b): Some environmental aspects of grassland cultivation The effects of ploughing,depth, grassland age, and nitrogen demand of supsequent crops. Alterra - rapport. Alterra, Green World Research, Wageningen

VELTHOF GL, OENEMA O (1995): Nitrous oxide fluxes from grassland in the Netherlands .2. Effects of soil type, nitrogen fertilizer application and grazing. European Journal of Soil Science 46, 541-549

VERBAND DER LANDWIRTSCHAFTSKAMMERN, LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN UND LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NORDRHEIN-WESTPHALEN (2009): Energieeffizienzverbesserung in der Landwirtschaft. Verband der Landwirtschaftskammern e.V., Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westphalen, Berlin, Oldenburg, Münster

VERMEULEN GD, TULLBERG JN, CHAMEN WCT (2010): Controlled Traffic Farming. In: A. P. Dedousis and T. Bartzanas (Hrsg.): Soil Engineering. Springer. Springer, Berlin, Heidelberg, S. 101-120

VERMEULEN GD, MOSQUERA J (2009): Soil, crop and emission responses to seasonal-controlled traffic in organic vegetable farming on loam soil. Soil and Tillage Research 102, 126-134

VEYSSET P, LHERM M, BÉBIN D (2010). Are organic suckler cattle farming systems more sustainable than conventional systems? Productive, environmental and economic performances assessments: a model-based study. 9th European IFSA Symposium, 4-7 July 2010 Vienna

VON LÜTZOW M, KÖGEL-KNABNER I, ECKSCHMITT K, MATZNER E, GUGGENBERGER G, MARSCHNER B, FLESSA H (2006): Mechanisms for organic matter stabilization in temperate soils – a synthesis. European Journal of Soil Science 57, 426-445

VON WITZKE H, NOLEPPA S, ZHIRKOVA I (2011): Ernährungsweisen, Fleischkonsum, Flächenverbrauch. Fleisch frisst Land. WWF, Berlin

WAGHORN GC, CLARK H, TAUFA V, CAVANAGH A (2008): Monensin controlled release capsules for methane mitigation in pasture-fed dairy cows. Australian Journal of Experimental Agriculture, 48(2):65-68

WAGNER E, WIESER N, IBEN C, LEITGEB R (2006): Einfluss von lysin- und methioninergänztem biologischem Hühnermastfutter auf die Mast- und Schlachtleistung und Umweltbelastung von Perlhühnern In*:* S. Binder, (Hrsg.) ALVA – Jahrestagung 2006 „Tierische Lebensmittel im Spannungsfeld zwischen Genuss, Gesundheit und Risiko“, 22. – 23. Mai 2006, 2006 St. Pölten, Österreich. Wien: Arbeitsgemeinschaft für Lebensmittel- Veterinär- und Agrarwesen, 139-140. http://www.alva.at/upload/Publikationen/Tagungsband/ALVATagungsband2006.pdf (02.12.2010)

WAGNER P, SCHNEIDER M, WEIGERT G (2005): Einsatz künstlicher Neuronaler Netze zur automatisierten Ableitung von Entscheidungsregeln für die N-Düngung in Winterweizen. Zeitschrift für Agrarinformatik 4/2005, 77-85

WAGNER-RIDDLE C, THURTELL GW, KIDD GK, BEAUCHAMP EG, SWEETMAN R (1997): Estimates of nitrous oxide emissions from agricultural fields over 28 months. Can. J. Soil Sci. 77, 135-144

WAgriCo-Report (2008). Annex 46-LS: Report about the results of catchment and statewide related emission and input effects of the measures [Deliverable 8.3] . In NLWKN. WAgriCo Technical Final Report. Hannover, NLWKN.

WBA – WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT FÜR AGRARPOLITIK (2011): Förderung der Biogaserzeugung durch das EEG – Stellungnahme zur geplanten Novellierung des Erneuerbaren-Energien-Gesetzes. Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz.

WBA – WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT FÜR AGRARPOLITIK (2007): Nutzung von Biomasse zur Energiegewinnung – Empfehlungen an die Politik. Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz

WBGU – WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT GLOBALE UMWELTVERÄNDERUNGEN (2008): Welt im Wandel – Zukunftsfähige Bioenergie und nachhaltige Landnutzung. Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen. Berlin

WBGU – WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT GLOBALE UMWELTVERÄNDERUNGEN (1998): Die Anrechnung biologischer Quellen und Senken im Kyoto-Protokoll: Fortschritt oder Rückschlag für den globalen Umweltschutz? Sondergutachten 1998. Bremerhaven: WBGU

WEBB J, PAIN B, BITTMAN S, MORGAN J (2010): The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response--A review. Agriculture, Ecosystems & Environment 137, 39-46

WEBB J, EURICH-MENDEN B, DÄMMGEN U, AGOSTINI F (2009): Review of published studies estimating the abatement efficacy of reduced-emission slurry spreading techniques. In: SUTTON MA, REIS S, BAKER S (Hrsg.): Atmospheric Ammonia: detecting emission changes and environmental impacts; results of an Expert Workshop under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Springer, Dordrecht, S. 195-202

WEBB J, ANTHONY SG, BROWN L, LYONS-VISSER H, ROSS C, COTTRILL B, JOHNSON P, SCHOLEFIELD D (2005): The impact of increasing the length of the cattle grazing season on emissions of ammonia and nitrous oxide and on nitrate leaching in England and Wales. Agriculture Ecosystems & Environment 105, 307-321

WEGENER J, THEUVSEN L (2010): Handlungsempfehlungen zur Minderung von stickstoffbedingten Treibhausgasemissionen in der Landwirtschaft. WWF Deutschland Berlin (Hrsg.). http://www.uni-goettingen.de/de/document/download/9fd9831506d1021458b96370775b432e.pdf/100720_Stickstoffbroschuere.pdf

WEILAND P (2010): Biogas-Studie: Es läuft noch nicht rund. In: Top agrar, Heft 2, S. 120-124

WEISKE A (2007): Greenhouse gas emissions and mitigation costs of selected mitigation measures in agricutlural production Specific targeted research project n°SSPE-CT-2004-503604 Impact of Environmental Agreements on the CAP: 90

WEISKE A, MICHEL J (2007): Greenhouse gas emissions and mitigation costs of selected mitigation measures in agricultural production. (10.06.2010)

WEISKE A (2006): Selection and specification of technical and management-based greenhouse gas mitigation measures in agricultural production for modelling. MEACAP – D10a Selection and specification of GHG mitigation measures for modelling, S. 1-71

WEISKE A, VABITSCH A, OLESEN JE, SCHELDE K, MICHEL J, FRIEDRICH R, KALTSCHNITT M (2006): Mitigation of greenhouse gas emissions in European conventional and organic dairy farming. Agriculture, Ecosystems & Environment, 112:221-232

WEISKE A, BENCKISER G, OTTOW JCG (2002): Einfluß der neuen Pyrazol-Nitrifikationsinhibitoren auf die Freisetzung klimarelevanter Gase (N_2O, CO_2, CH_4). Wasserkalender 2002, 123-140

WEISKE A (2001): Einfluß der Nitrifikationsinhibitoren 3,4-Dimethylpyrazolphosphat (DMPP) und 4-Chlor-3-Methylpyrazol (CIMP) im Vergleich zu Dicyandiamid (DCD) auf die N_2O- und CO_2-Emissionen sowie auf die Methanoxidation vom Boden in einem dreijährigen Feldversuch. Dissertation, Fachverlag Köhler Giessen, 181

WEIßBACH F (1995): Über die Schätzung des Beitrags der symbiontischen N_2-Fixierung durch Weißklee zur Stickstoffbilanz von Grünlandflächen [Review]. Landbauforschung Völkenrode: Wissenschaftliche Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft 45

WELLS AT, CHAN KY, CORNISH PS (2000): Comparison of conventional and alternative vegetable farming systems on the properties of a yellow earth in New South Wales. Agriculture, Ecosystems and Environment 80 (2000) 47-60

WENDLAND M, GEIGER H (2009): Kapitel 2.2.7: Einsatz als Dünger und Inverkehrbringen der Gärrückstände. In: B. L. f. Umwelt (Hrsg.): Biogashandbuch Bayern – Materialienband. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg

WERNER A, DREGER F, SCHWARZ J, STAHL K (2008): Informationsgeleitete Pflanzenproduktion mit Precision Farming als zentrale inhaltliche und technische Voraussetzung für eine nachhaltige Entwicklung der landwirtschaftlichen Landnutzung – pre agro II – Abschlussbericht. ZALF (Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung e.V.), Müncheberg. http://www.preagro.de/Veroeff/preagro_Abschlussbericht_2008.pdf

WESSOLEK G, SCHWARZEL K, RENGER M, SAUERBREY R, SIEWERT C (2002): Soil hydrology and CO_2 release of peat soils. Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde 165, 494-500

WEST TO, POST WM (2002): Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: A global data analysis. Soil Science Society of America Journal 66, 1930-1946

WHITMORE AP, BRADBURY NJ, JOHNSON PA (1992): Potential contribution of plowed grassland to nitrate leaching . Agriculture Ecosystems & Environment 39, 221-233

WILFERT R, NILL M, SCHATTAUER A (2004): Biogasgewinnung aus Gülle, organischen Abfällen und aus angebauter Biomasse. Eine technische, ökologische und Ökonomische Analyse. DBU Projekt 15071. Leipzig: Institut für Energetik und Umwelt

WILHELMY B, KORNHER A und TAUBE F (1992): Leistungsfähigkeit weißkleebasierter Produktionssysteme auf dem Dauergrünland in Abhängigkeit von der Nutzungshäufigkeit und der Stickstoffdüngung. In*:* ARBEITSGEMEINSCHAFT GRÜNLAND UND FUTTERBAU i. d. Ges. f. Pfl.bauwiss., Jahrestagung 1991, 29.-31.8.1991 1992. 41-54

WILLIAMS YJ, POPOVSKI S, REA SM, SKILLMAN LC, TOOVEY AF, NORTHWOOD KS, WRIGHT A-DG (2009): A vaccine against rumen methanogens can alter the composition of archaeal populations. Appl. Environ. Microbiol 75: 1860-1866

WILLIAMS A, AUDSLEY E, SANDARS D (2006): Determining the environmental burdens and resource use in the production of agricultural and horticultural commodities : Defra project report IS0205 [online]. Zu finden in: http://randd.defra.gov.uk/Default.aspx?Menu=Menu&Module=More&Location=None&ProjectID=11442&FromSearch=Y&Publisher=1&SearchText=is0205&SortString=ProjectCode&SortOrder=Asc&Paging=10#Description (12.07.2010)

WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT FÜR DÜNGUNGSFRAGEN (2009): Minderung der Stickstoff-Überschüsse in der Landwirtschaft durch Verbesserung der Stickstoff-Effizienz der Düngung. Wissenschaftlicher Beirat für Düngungsfragen beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz.

WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT AGRARPOLITIK (2007): Nutzung von Biomasse zur Energiegewinnung – Empfehlung an die Politik. Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz

WOLF H (2004): Modellvorhaben StoraEnso/Verbundvorhaben – Pappelanbau für die Papierindustrie, Phase I und II, Abschlussbericht. Landesforstpräsidium Sachsen/ Graupa

WOLFGARTEN HJ (1989): Acker- und pflanzenbauliche Maßnahmen zur Verminderung der Bodenerosion und der Nitratverlagerung im Zuckerrübenanbau. Dissertation, Institut für Pflanzenbau, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

WOLT JD (2004): A meta-evaluation of nitrapyrin agronomic and environmental effectiveness with emphasis on corn production in the Midwestern USA. Nutrient Cycling in Agroecosystems 69, 23-41

WOOD S COWIE A (2004): A review of greenhouse gas emission factors for fertiliser production. IEA Bioenergy Task 38

WÖRDEHOFF R, SPELLMANN H, EVERS J, NAGEL J (2011): Kohlenstoffstudie Forst und Holz Niedersachsen. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt 6

WOZNIAK H, MICHEL HJ, FUCHS M., NICLAS HJ (2002): Ergebnisse der Entwicklung eines neuen Nitrifikationshemmers zur Ammoniumstabilisierung. VDLUFA-Schriftenreihe 57, 113. VDLUFA Kongress, Kongressband 2001, 661-669

WULF S, BRENNER A, CLEMENS J, DÖHLER H, JÄGER P, KROHMER K-H, MAETING M, RIEGER C, WEILAND P (2003): Endbericht zum DBU-Forschungsvorhaben Untersuchung der Emission direkt und indirekt klimawirksamer Spurengase (NH_3, N_2O und CH_4) während der Lagerung und nach der Ausbringung von Kofermentationsrückständen sowie Entwicklung von Verminderungsstrategien. In: B. a. Reihe (Hrsg.). Bonn Universität, Bonn, S. 304

WULF S, MAETING M, CLEMENS J (2002): Application Technique and Slurry Co-Fermentation Effects on Ammonia, Nitrous Oxide, and Methane Emissions after Spreading. Journal of Environmental Quality 31, 1795-1801

YAMULKI S (2006): Effect of straw addition on nitrous oxide and methane emissions from stored farmyard manures. Agriculture, Ecosystems & Environment 112, 14

YULE I, LAWRENCE H (2007): A method of calculating the economic impact of poor fertiliser spreading. ASAE Annual Meeting. A. S. o. A. a. B. Engineers. Minneapolis, Minnesota, American Society of Agricultural and Biological Engineers: 857-863.

ZAH R, BÖNI H, GAUCH M, HISCHIER R, LEHMANN M, WÄGNER P (2007): Ökobilanz von Energieprodukten – Ökologische Bewertung von Biotreibstoffen, Studie des EMPA im Auftrag der Bundesämter für Umwelt, Landwirtschaft und Energie der Schweiz

ZAMAN M, BLENNERHASSETT JD (2010): Effects of the different rates of urease and nitrification inhibitors on gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide, nitrate leaching and pasture production from urine patches in an intensive grazed pasture system. Agriculture Ecosystems & Environment 136, 236-246

ZAMAN M, SAGGAR S, BLENNERHASSETT JD, SINGH J (2009): Effect of urease and nitrification inhibitors on N transformation, gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide, pasture yield and N uptake in grazed pasture system. Soil Biology & Biochemistry 41, 1270-1280

ZAMAN M, NGUYEN ML, BLENNERHASSETT JD, QUIN BF (2008): Reducing NH_3, N_2O and NO_3--N losses from a pasture soil with urease or nitrification inhibitors and elemental S-amended nitrogenous fertilizers. Biology and Fertility of Soils 44, 693-705

ZEHETMEIER M, BAUDRACCO J, HOFFMANN H, HEISSENHUBER A (2012): Does increasing milk yield per cow reduce greenhouse gas emissions? A system approach. Animal, 6(1):154-166

ZERULLA W, BARTH T, DRESSEL J, ERHARDT K, VON LOCQUENGHIEN KH, PASDA G, RADLE M, WISSEMEIER AH (2001): 3,4-Dimethylpyrazole phosphate (DMPP) – a new nitrification inhibitor for agriculture and horticulture – An introduction. Biology and Fertility of Soils 34, 79-84

ZILLMANN E, GRAEFF S, LINK J, BATCHELOR WD, CLAUPEIN W (2006): Assessment of Cereal Nitrogen Requirements Derived by Optical On-the-Go Sensors on Heterogeneous Soils. Agronomy Journal 98, 682-690

ZIMMER Y, BERENZ S, DÖHLER H, ISERMEYER F, LEIBLE L, SCHMITZ N, SCHWEINLE J, TOEWS T, TUCH U, VETTER A, DE WITTE T (2008): Klima- und energiepolitische Analyse ausgewählter Bioenergie-Linien. Landbauforschung, SH 318, Braunschweig

ZIMMERMAN AR (2010): Abiotic and Microbial Oxidation of Laboratory-Produced Black Carbon (Biochar). Environmental Science & Technology 44, 1295-1301

ZOLLITSCH W (2002): Leistungsgrenzen bei Nutztieren – was ist möglich? In: Rinderzüchter, Z.A.ö. ed. Leistungszucht und Leistungsgrenzen beim Rind. Vienna: Zentrale Arbeitsgemeinschaft österreichischer Rinderzüchter, pp. 3-12

ZÖRB C, GROVER C, STEINFURTH D, HERMANN MÜHLING K (2010): Quantitative proteome analysis of wheat gluten as influenced by N and S nutrition. Plant and Soil 327, 225-234

Anhang

Systemgrenzen und Quellgruppen der nationalen Treibhausgasbilanz in den Bereichen Landwirtschaft, Landnutzung und Landnutzungsänderung

Hintergrund zur deutschen Emissionsberichterstattung

Eine wichtige Grundlage für die Erstellung dieses Berichts bildet der Nationale Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar. Insgesamt werden im Nationalen Emissionsbericht (National Inventory Report, NIR), den Deutschland als Vertragsstaat der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen jährlich zusammenstellt, Emissionen aus den folgenden Sektoren berichtet:

- Energie
- Industrieprozesse
- Lösemittel und Anwendung chemischer Produkte
- Landwirtschaft
- Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft
- Abfall und Abwasser
- Andere

Als Hauptquellgruppen werden in der deutschen Berichterstattung solche THG-Quellen und -Senken bezeichnet, die einen signifikanten Anteil der deutschen Gesamtemissionen oder der Emissionen innerhalb einer Quellgruppe ausmachen, entweder durch ihre absolute Höhe, ihren Beitrag zum zeitlichen Emissionstrend oder aufgrund ihrer Unsicherheiten. Für Hauptquellgruppen bestehen erhöhte Anforderungen hinsichtlich der Emissionsberechnung (mindestens Tier 2-Verfahren nach IPCC).

Die für den vorliegenden Bericht wichtigsten Sektoren Landwirtschaft sowie Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft werden im Folgenden etwas näher beschrieben, um die Systemgrenzen zu verdeutlichen. Die Abgrenzung der beiden Kategorien erfolgt in erster Linie über die jeweils behandelten THGs: in der ersteren werden Emissionen der THGs CH_4 und N_2O, in der letzteren v.a. Quellen und Senken von CO_2 sowie teils auch Emissionen von N_2O berechnet.

Landwirtschaft (NIR, Sektor 4)

Zum Sektor Landwirtschaft gehören in der deutschen nationalen Berichterstattung Emissionen von CH_4 und N_2O aus folgenden Prozessen: Fermentation bei der Verdauung (CH_4, Quellgruppe 4.A), Emissionen aus der Behandlung von Wirtschaftsdüngern (CH_4 und N_2O, Quellgruppe 4.B) und Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden (N_2O, Quellgruppe 4.D). Die Quellgruppen 4.C (Reisanbau) und 4.E (Brandrodung) sind für Deutschland nicht relevant. Im Folgenden werden die Quellgruppen innerhalb dieses Sektors und ihre Behandlung im deutschen NIR kurz beschrieben (Umweltbundesamt 2010, Haenel et al. 2010).

Quellgruppe 4.A: Fermentation bei der Verdauung (CH_4)

CH_4-Emissionen aus der Fermentation bei der Verdauung werden für Milchkühe, übrige Rinder, Schweine, Schafe, Ziegen, Pferde, Esel, Maultiere und Büffel berechnet. Da es keine Methoden zur Berechnung dieser Emissionen für Geflügel gibt, werden sie nicht berücksichtigt; sie werden aber als sehr gering und somit vernachlässigbar erachtet. Innerhalb dieser Quellgruppe stellen die Milchkühe und übrigen Rinder eine Hauptquellgruppe dar, und die entstehenden Emissionen werden im IPCC Tier 2-Verfahren detailliert anhand von landestypischen Emissionsfaktoren berechnet. Auch für Schweine erfolgen die Berechnungen nach dem Tier 2-Verfahren, während alle übrigen Tierkategorien nach dem weniger detaillierten Tier 1-Verfahren berechnet werden, das durchschnittliche Emissionsfaktoren benutzt, die für größere geographische Einheiten berechnet wurden.

Quellgruppe 4.B: Wirtschaftsdüngermanagement (CH_4 und N_2O)

Innerhalb dieser Quellgruppe werden CH_4- und N_2O-Emissionen separat berechnet. CH_4-Emissionen aus Wirtschaftsdünger entstehen bei der Lagerung im Stall, der Lagerung außerhalb des Stalls, beim Weidegang und bei der Ausbringung. Auch Emissionen von N_2O aus Wirtschaftsdüngern vom Stall bis zur Ausbringung werden in dieser Quellgruppe berichtet, während N_2O-Emissionen von Böden nach der Ausbringung des Wirtschaftsdüngers sowie durch N-Ausscheidungen auf der Weide zur Quellgruppe 4.D (siehe unten) gehören. Die Höhe dieser Emissionen ist abhängig von verschiedenen Faktoren wie z.B. Tierkategorie, Ausscheidungen der Tiere, Aufenthaltsbereich, Stalltyp, Art und Dauer der Lagerung, Art und Zeitpunkt der Ausbringung. Für Deutschland stellt diese Kategorie keine Hauptquellgruppe dar. Deutschlandweit tragen Rinder knapp zwei Drittel und Schweine ein weiteres Drittel zu den CH_4-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement bei, wohingegen nur geringe Mengen auf andere Tierkategorien entfallen. Auch bei den N_2O-Emissionen entstammt der größte Anteil (77% in Jahr 2008) der Rinderhaltung.

Quellgruppe 4.D: Landwirtschaftlich genutzte Böden (N_2O)

Hierunter fallen sowohl direkte als auch indirekte N_2O-Emissionen von Böden. Direkte Emissionen sind eine Folge von N-Einträgen durch Mineral- und Wirtschaftsdünger, Ernterückstände, Klärschlamm und N-Fixierung durch Leguminosen, sowie der Bewirtschaftung organischer Böden (z.B. Moore). Die Berechnung erfolgt im Tier-1-Verfahren anhand der IPCC (1996) Emissionsfaktoren. Indirekte Emissionen entstehen durch Auswaschung und Oberflächenabfluss von gedüngten Flächen und aus atmosphärischer Deposition von NH_3 und NO_x aus landwirtschaftlichen Quellen. Obwohl das durch die Ausbringung von Düngekalk und Harnstoff-Düngern freigesetzte CO_2 im NIR nicht in dieser Quellgruppe berichtet wird, sondern in der Kategorie Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft, werden diese Emissionen in Abbildung 2.1 (Kapitel 2) zusam-

men mit den N_2O-Emissionen aus Böden dargestellt. Die Beeinflussung der natürlichen CH_4-Senkenfunktion von Böden wird nicht berücksichtigt.

Landnutzung und Landnutzungsänderungen (NIR, Sektor 5)

Unter Quellgruppe 5 werden im deutschen NIR CO_2-Emissionen und -Senken und teils auch N_2O-Emissionen der Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft berichtet. Hierunter fallen folgende Quellgruppen: Wälder (5.A), Ackerland (5.B), Grünland (5.C), Feuchtgebiete (5.D), Siedlungsgebiete (5.E) und Sonstiges Land (5.F). Alle außer 5.D sind Hauptquellgruppen sowohl nach der Emissionshöhe als auch nach dem Trend. Im Zusammenhang mit der hier bearbeiteten Fragestellung werden im Folgenden nur die Quellgruppen 5.B und 5.C analysiert, da nur diese unmittelbar landwirtschaftlich genutzt werden. Quellgruppe 5.D (Feuchtgebiete) umfasst nur solche Flächen, die nicht bereits unter 5.B oder 5.C fallen und ist somit für die Betrachtung von THG-Emissionen aus der Landwirtschaft nicht relevant. Emissionen durch Landnutzungsänderungen berücksichtigen Änderungen des Kohlenstoff-Vorrats in mineralischen und organischen Böden und Biomasse, während Emissionen durch Landnutzung ausschließlich für landwirtschaftliche genutzte organische Böden berichtet werden. Weitere Details zu Berechnungen und Datenquellen finden sich in Umweltbundsamt (2010).

Quellgruppe 5.B: Ackerland (v.a. CO_2)

In dieser Kategorie werden Veränderungen des Kohlenstoff-Vorrats in den Speichern Boden und Biomasse (ober- und unterirdisch) sowie tote organische Substanz für alle Flächen mit einjährigen und mehrjährigen Kulturen berechnet. Dabei werden sowohl die Konversion von und zu Ackerland als auch die Umstellung von Dauerkulturen auf einjährige Kulturen bzw. umgekehrt berücksichtigt. Auch CO_2-Emissionen infolge von Kalkung werden hier berichtet. Zudem zählen zu dieser Quellgruppe auch Emissionen von N_2O, die durch die Umwandlung von Grünland-, Siedlungs-, Feuchtgebiets-, Wald- und anderen Flächen zu Ackerland oder umgekehrt entstehen. Hauptquellgruppen in dieser Kategorie sind *Cropland remaining cropland* und *Land converted to cropland*. Der Großteil der CO_2-Emissionen aus der Ackerlandbewirtschaftung in Deutschland (80%) stammte im Jahr 2008 von ackerbaulich genutzten Mooren. Alle Emissionen von N_2O und CH_4, die durch die Landnutzung entstehen (d.h. *Cropland remaining cropland*), werden wie oben beschrieben unter Quellgruppe 4 berichtet. Hingegen zählen N_2O-Emissionen, die durch Landnutzungsänderungen hin zu Ackerland entstehen (z.B. Grünlandumbruch), zur Quellgruppe 5.B. Emissionen von CH_4 im Zusammenhang mit Landnutzungsänderungen werden wegen fehlender Daten und Methoden nicht berechnet.

Quellgruppe 5.C: Grünland (CO_2)

Hier wird über alle Veränderungen von Kohlenstoff-Vorräten im Boden und der ober- und unterirdischen Biomasse aller Wiesen- und Weideflächen berichtet, die nicht unter 5.B

fallen. Dabei werden neben Emissionen im Zusammenhang mit etabliertem Grünland auch solche infolge Umwandlungen von anderen Landnutzungsformen zu Grünland und umgekehrt berücksichtigt. Zudem gehören in diese Kategorie auch mit Gehölzen bewachsene Flächen, die nicht unter die Walddefinition fallen, naturbelassenes Grünland und Erholungsflächen. Hauptquellgruppen in dieser Kategorie sind *Grassland remaining grassland* und *Land converted to grassland*. Die bedeutendste Ursache für Emissionen aus Grünland in Deutschland war 2008 die Entwässerung organischer Böden. Es werden hier keine Emissionen von N_2O und CH_4 zusätzlich zu denen berechnet, die bereits unter Quellgruppe 4 berücksichtigt sind (z.B. infolge von Düngeranwendungen oder Beweidung).

Weitere Emissionsquellen

Wie in Kapitel 2 beschrieben werden im Nationalen Inventarbericht zum deutschen Treibhausgasinventar die wichtigsten, aber nicht alle Emissionsbereiche, die mit der landwirtschaftlichen Produktion verknüpft sind, abgebildet. Zusätzlich zu den Sektoren 4 und 5 gibt es weitere Emissionen, die im Zusammenhang mit der Landwirtschaft entstehen, dort aber in der Emissionsberichterstattung nicht berichtet werden. Dazu gehören die energetischen Aufwendungen, die im NIR unter dem Sektor ‚Energie' zu finden sind. In Subquellgruppe 1.A.4.c. wird der Dieselverbrauch der Landwirtschaft, Forstwirtschaft und Fischerei berichtet, während in Bezug auf Strom nur die Emissionen im Zusammenhang mit der industriellen Erzeugung berichtet werden, diese aber nicht auf den Verbrauch der einzelnen Wirtschaftszweige bezogen dargestellt werden. Weitere Emissionen aus der Vorkette der Produktion (z.B. Import von Futtermitteln) oder die Herstellung von Betriebsmitteln (z.B. Düngemittelherstellung) werden im NIR gar nicht oder an anderer Stelle abgebildet. Im Rahmen dieses Berichts werden auch diese Emissionen so weit wie möglich in die Bewertung einbezogen.

Johann Heinrich von Thünen-Institut

Landbauforschung
vTI Agriculture and Forestry Research

Lieferbare Sonderhefte / Special issues available

331	Frieder Jörg Schwarz, Ulrich Meyer *(2009)* **Optimierung des Futterwertes von Mais und Maisprodukten**	12,00 €
332	Gerold Rahmann und Ulrich Schumacher (Hrsg.) *(2009)* **Praxis trifft Forschung — Neues aus der Ökologischen Tierhaltung 2009**	8,00 €
333	Frank Offermann, Horst Gömann, Werner Kleinhanß, Peter Kreins, Oliver von Ledebur, Bernhard Osterburg, Janine Pelikan, Petra Salamon, Jürn Sanders *(2010)* **vTI-Baseline 2009 – 2019: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland**	10,00 €
334	Hans-Dieter Haenel (Hrsg.) *(2010)* **Calculations of Emissions from German Agriculture - National Emission Inventory Report (NIR) 2010 for 2008** **Berechnung der Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft - Nationaler Emissionsbericht (NIR) 2010 für 2008**	12,00 €
335	Gerold Rahmann (Hrsg.) *(2010)* **Ressortforschung für den Ökologischen Landbau 2009**	8,00 €
336	Peter Kreins, Horst Behrendt, Horst Gömann, Claudia Heidecke, Ulrike Hirt, Ralf Kunkel, Kirsten Seidel, Björn Tetzlaff, Frank Wendland *(2010)* **Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie in der Flussgebietseinheit Weser**	22,00 €
337	Ulrich Dämmgen, Lotti Thöni, Ralf Lumpp, Kerstin Gilke, Eva Seitler und Marion Bullinger *(2010)* **Feldexperiment zum Methodenvergleich von Ammoniak- und Ammonium-Konzentrationsmessungen in der Umgebungsluft, 2005 bis 2008 in Braunschweig**	8,00 €
338	Janine Pelikan, Folkhard Isermeyer, Frank Offermann, Jürn Sanders und Yelto Zimmer *(2010)* **Auswirkungen einer Handelsliberalisierung auf die deutsche und europäische Landwirtschaft**	10,00 €
339	Gerald Schwarz, Hiltrud Nieberg und Jürn Sanders *(2010)* **Organic Farming Support Payments in the EU**	14,00 €
340	Shrini K. Upadhyaya, D. K. Giles, Silvia Haneklaus, and Ewald Schnug (Editors) *(2010)* **Advanced Engineering Systems for Specialty Crops: A Review of Precision Agriculture for Water, Chemical, and Nutrient - Application, and Yield Monitoring**	8,00 €
341	Gerold Rahmann und Ulrich Schumacher (Hrsg.) *(2010)* **Praxis trifft Forschung — Neues aus der Ökologischen Tierhaltung 2010**	8,00 €
342	Claus Rösemann, Hans-Dieter Haenel, Eike Poddey, Ulrich Dämmgen, Helmut Döhler, Brigitte Eurich-Menden, Petra Laubach, Maria Dieterle, Bernhard Osterburg *(2011)* **Calculation of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 - 2009** **Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 - 2009**	12,00 €
343	Katja Oehmichen, Burkhard Demant, Karsten Dunger, Erik Grüneberg, Petra Hennig, Franz Kroiher, Mirko Neubauer, Heino Polley, Thomas Riedel, Joachim Rock, Frank Schwitzgebel, Wolfgang Stümer, Nicole Wellbrock, Daniel Ziche, Andreas Bolte *(2011)* **Inventurstudie 2008 und Treibhausgasinventar Wald**	16,00 €
344	Dierk Kownatzki, Wolf-Ulrich Kriebitzsch, Andreas Bolte, Heike Liesebach, Uwe Schmitt, Peter Elsasser *(2011)* **Zum Douglasienanbau in Deutschland –** Ökologische, waldbauliche, genetische und holzbiologische Gesichtspunkte des Douglasienanbaus in Deutschland und den angrenzenden Staaten aus naturwissenschaftlicher und gesellschaftspolitischer Sicht	10,00 €
345	Daniel Heinrich Brüggemann *(2011)* **Anpassungsmöglichkeiten der deutschen Rindermast an die Liberalisierung der Agrarmärkte**	14,00 €

346 Gerold Rahmann (Hrsg.) *(2011)* 8,00 €
Ressortforschung für den Ökologischen Landbau 2010

347 Hiltrud Nieberg, Heike Kuhnert und Jürn Sanders *(2011)* 12,00 €
Förderung des ökologischen Landbaus in Deutschland – Stand, Entwicklung und internationale Perspektive – 2., überarbeitete und aktualisierte Auflage

348 Herwart Böhm (Hrsg.) *(2011)* 12,00 €
Optimierung der ökologischen Kartoffelproduktion

349 Klaus Nehring *(2011)* 18,00 €
Farm level implications of high commodity prices – An assessment of adaptation strategies and potentials in selected regions in Australia and Germany –

350 Josef Frýdl, Petr Novotný, John Fennessy and Georg von Wühlisch (eds.) *(2011)* 18,00 €
COST Action E 52 Genetic resources of beech in Europe – current state

351 Stefan Neumeier, Kim Pollermann, Ruth Jäger *(2011)* 12,00 €
Überprüfung der Nachhaltigkeit des Modellprojektes Einkommenssicherung durch Dorftourismus

352 Bernhard Forstner , Andreas Tietz , Klaus Klare, Werner Kleinhanss, Peter Weingarten *(2011)* 8,00 €
Aktivitäten von nichtlandwirtschaftlichen und überregional ausgerichteten Investoren auf dem landwirtschaftlichen Bodenmarkt in Deutschland – Endbericht

353 Wilfried Brade, Ottmar Distl, Harald Sieme und Annette Zeyner (Hrsg.) *(2011)* 10,00 €
Pferdezucht, -haltung und -fütterung – Empfehlungen für die Praxis

354 Gerold Rahmann und Ulrich Schumacher (Hrsg.) *(2011)* 8,00 €
Praxis trifft Forschung — Neues aus dem Ökologischen Landbau und der Ökologischen Tierhaltung 2011

355 Frank Offermann, Martin Banse, Markus Ehrmann, Alexander Gocht, Horst Gömann, Hans-Dieter Haenel, Werner Kleinhanß, Peter Kreins, Oliver von Ledebur, Bernhard Osterburg, Janine Pelikan, Claus Rösemann, Petra Salamon, Jürn Sanders *(2012)* 10,00 €
vTI-Baseline 2011 – 2021: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland

356 Hans-Dieter Haenel, Claus Rösemann, Ulrich Dämmgen, Eike Poddey, Annette Freibauer, Helmut Döhler, Brigitte Eurich-Menden, Sebastian Wulf , Maria Dieterle, Bernhard Osterburg *(2012)* 14,00 €
Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 - 2010
Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 - 2010

357 Stefan Schrader and Rüdiger M. Schmelz (Eds.) *(2012)* 8,00 €
Newsletter on Enchytraeidae No. 12
Proceedings of the 9th International Symposium on Enchytraeidae, 14-16 July 2010, Braunschweig, Germany

358 Frank Offermann, Martin Banse, Markus Ehrmann, Alexander Gocht, Horst Gömann, Hans-Dieter Haenel, Werner Kleinhanß, Peter Kreins, Oliver von Ledebur, Bernhard Osterburg, Janine Pelikan, Claus Rösemann, Petra Salamon, Jürn Sanders *(2012)* 10,00 €
vTI-Baseline 2011 – 2021: Agri-economic projections for Germany

359 Jürgen Gauer und Franz Kroiher (Hrsg.) *(2012)* 8,00 €
Waldökologische Naturräume Deutschlands – Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke – Digitale Topographische Grundlagen – Neubearbeitung Stand 2011

360 Alexander Gocht, Raphael Albrecht, Horst Gömann, Ernst-Oliver von Ledebur, Werner Kleinhanß, Frank Offermann, Bernhard Osterburg, Andrea Rothe, Heinz Wendt, Rainer Klepper, Markus Ehrmann und Lilli Aline Schroeder *(2012)* 10,00 €
Analyse des Vorschlags zur Reform der Zuckermarktordnung

361 Heinz Flessa, Daniela Müller, Katharina Plassmann, Bernhard Osterburg, Anja-Kristina Techen, Heike Nitsch, Hiltrud Nieberg, Jürn Sanders, Olaf Meyer zu Hartlage, Elisabeth Beckmann, Victor Anspach 18,00 €
Studie zur Vorbereitung einer effizienten und gut abgestimmten Klimaschutzpolitik für den Agrarsektor

Johann Heinrich
von Thünen-Institut

Landbauforschung
vTI Agriculture and Forestry Research

Sonderheft 361
Special Issue

Preis / Price 18 €

ISBN 978-3-86576-087-6