

# Möglichkeiten der Initiierung einer klima- und naturschutzfreundlichen Landwirtschaft gemäß Subsidiaritätsprinzip am Beispiel der Biogasproduktion

Von der Fakultät für Architektur und Landschaft  
der Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover

zur Erlangung des akademischen Grades  
Doktorin der Ingenieurwissenschaften (Dr.-Ing.)

genehmigte Dissertation von

Dipl.-Ing. Wiebke Saathoff

geboren am: 03.08.1977, in Leer (Ostfriesland)

2017

Referentin:

Prof. Dr. Christina von Haaren

Institut für Umweltplanung, Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover

Koreferent:

Prof. Dr. Michael Rode

Institut für Umweltplanung, Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover

Tag der Promotion: 12. Juli 2016



## Vorwort und Danksagung

Die Doktorarbeit entstand im Rahmen des Teilprojektes „Optimierung des Energiepflanzenbaus in Hinblick auf Natur und Landschaft“ als Bestandteil des vom Niedersächsischen Ministeriums für Wissenschaft und Kultur geförderten Forschungs-Verbundprojektes „Bioenergie im Spannungsfeld“. Das während meiner Tätigkeit als wissenschaftliche Mitarbeiterin am Institut für Umweltplanung der Leibniz Universität Hannover von mir bearbeitete Teilprojekt war der Erforschung von Potentialen einer umweltfreundlicheren Gestaltung des Biogaskulturenanbaus gewidmet. Differenziert nach räumlichen Empfindlichkeiten und Risiken für etwaige Schädwirkungen, sollte erörtert werden, inwieweit Biogaskulturanbauer in der Lage und freiwillig dazu bereit sind, ihre Flächennutzung im Hinblick auf den Arten- und Klimaschutz zu optimieren. Auch wenn der Fokus der Arbeit auf dem Biogaskulturanbau liegt, lassen sich die Erkenntnisse dieser Arbeit in den meisten Fällen auch auf andere landwirtschaftliche Sektoren übertragen.

Mit Abschluss der Doktorarbeit möchte ich nun die Gelegenheit ergreifen, denen zu danken, die mich in diesen Jahren intensiver Arbeit fachlich und moralisch unterstützt haben: Für die gute Unterstützung im Laufe der Promotionsphase möchte ich mich vor allem bei meiner Erstgutachterin, Prof. Dr. Christina von Haaren, sehr herzlich bedanken. Dank ihrer guten Beratung ist es mir gelungen, die Arbeit trotz eines thematischen Schwerpunktwechsels fortzuführen und abzuschließen. Ein besonderer Dank gebührt auch meinem Zweitgutachter, Prof. Dr. Michael Rode, der immer ein offenes Ohr für fachliche Fragen hatte, und sich die Zeit nahm, diese mit mir zu diskutieren. Dr. Stefan Rüter und Prof. Dr. Michael Reich danke ich für den fachlichen Diskurs hinsichtlich der Auswirkungen von Nutzungseinflüssen auf den Artenschutz. Beim Gleichstellungsbüro der Leibniz Universität Hannover möchte ich mich für die finanzielle Unterstützung in der finalen Phase dieser Dissertation bedanken.

Meiner Familie, vor allem Christian, Leo und Runa, möchte ich für Ihre ausdauernde Geduld danken, mit der sie mich bis zum Abschluss der Dissertation begleitet haben. Meinen Eltern, Marie-Anne und Hinrich Saathoff gilt ebenso besonderer Dank. Ohne Ihre Unterstützung wäre mir der Weg zu dieser Dissertation sowie ihr Abschluss niemals ermöglicht worden. Ich danke Euch allen dafür!

## Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis .....	V
Tabellenverzeichnis.....	VI
Abkürzungen.....	VII
Kurzfassung .....	VIII
Abstract .....	XII
1. Einleitung .....	1
2 Stand des Wissens.....	4
2.1 Entwicklung des Biogaspflanzenanbaus.....	4
2.2 Mögliche Wirkfaktoren des Biogaskulturenanbaus mit Relevanz für den Arten- und Klimaschutz .....	9
2.2.1 Landnutzungsänderung - Grünland .....	10
2.2.2 Kulturartenvielfalt und Fruchtfolge .....	13
2.2.3 Verdrängung von Randlinieneffekten und Kleinstrukturen .....	13
2.2.4 Anbauverfahren .....	14
2.2.4.1 Ganzpflanzensilage (GPS).....	14
2.2.4.2 Zweikulturenanbau.....	14
2.2.5 Veränderter Düngemittel- und Pflanzenschutzmitteleinsatz.....	15
2.3 Mögliche Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus auf den Arten- und Klimaschutz .....	15
2.3.1 Biotik – Arten.....	16
2.3.1.1 Wirkfaktoren Schlagebene .....	16
2.3.1.2 Wirkfaktoren Landschaftsebene .....	20
2.3.2 Effekte Abiotik .....	22
2.3.2.1 THG aus landwirtschaftlicher Bodennutzung und Landnutzungsänderung .....	23
2.3.3 Auswirkungen auf die Erholungsfunktion der Landschaft .....	28
2.4 Maßnahmen .....	30
2.4.1 Artenschutzmaßnahmen.....	30
2.4.2 Klimaschutzmaßnahmen .....	31
2.4.2.1 Wiedervernässung und Umnutzung landwirtschaftlich genutzter Moore.....	31
2.4.2.2 Grünlandschutz und Grünlandneubegründung .....	31
2.4.2.3 Düngebasierte Maßnahmen .....	32
2.5 Landwirtschaftliche Umweltberatungssysteme und Bedeutung der Informationsaufbereitung .....	34
2.5.1 Landwirtschaftliche Umweltberatungssysteme.....	34
2.5.2 Bedeutung der Informationsaufbereitung für die Informationsaufnahme, -verarbeitung und -speicherung .....	36

2.6 Unsicherheiten in der Aussagegenauigkeit von THG-Modellen .....	38
2.7 Steuerung von „problems of fit“ durch kumulative und indirekte Umweltauswirkungen sowie der Interaktion von Umweltauswirkungen durch die landwirtschaftliche Flächennutzung .....	38
2.8 Bereitschaft und Kapazitäten von Landwirten zur Umsetzung von Naturschutzmaßnahmen .....	43
2.9 Forschungsbedarf .....	43
3. Forschungsfragen und Untersuchungsdesign .....	46
3.1 Ziele, Forschungsfragen und Hypothesen .....	46
3.2 Vorgehen und Aufbau der kumulativen Dissertation sowie Beitrag der Kapitel und Publikationen zur Beantwortung der Forschungsfragen .....	48
3.3 Methoden.....	51
3.3.1 Methoden für Analysen auf überbetrieblichen Planungsebenen .....	51
3.3.2 Methoden für Analysen auf der Betriebsebene .....	51
4. Paper I: „Landwirtschaft und Klimaschutz. Relevanz der landwirtschaftlichen Flächennutzung für den Klimaschutz.“ .....	55
5. Paper II: „Scale-relevant impacts of biogas crop production: A methodology to assess environmental impacts and farm management capacities“ .....	75
6. Paper III: „Integrating climate protection and mitigation functions with other landscape functions in rural areas - A landscape planning approach“ .....	113
7. Paper IV: „Farm-level assessment of CO <sub>2</sub> and N <sub>2</sub> O emissions in Lower Saxony and comparison of implementation potentials for mitigation measures in Germany and England“ .....	142
8. Bewertung von Artenschutzaspekten im Hinblick auf die landwirtschaftliche Flächennutzung mit MANUELA.....	176
8.1 Hintergrund und Zielsetzung .....	176
8.2 Methoden .....	176
8.3 Ergebnis .....	176
8.2 Diskussion.....	182
9. Paper V: „The Motives of Farmers for Environmentally Adapted Biogas Crop Cultivation – Two Qualitative Studies from Lower Saxony, Germany. Biogas Crop Producers’ Motives and Capacities for Conservation Measures“ .....	185
10. Paper VI: „The Value of Site-Specific Cartographic Information for Farmers’ Decision Making Process to Implement Conservation Measures: Results from a Qualitative Discrete Choice Experiment.“ .....	222
11. Ergebnisse .....	239
12. Diskussion.....	258
12.1 Ziel und Inhalt der Doktorarbeit .....	258
12.2 Entwicklung des Biogaskulturanbaus und Triebkräfte.....	258
12.3 Auswirkungen des Biogaskulturanbaus auf den Arten- und Klimaschutz und deren Skalenrelevanz .....	259

12.4 Klimarelevanz von Landnutzung und Landnutzungsänderung .....	261
12.5 Identifizierung der skalenabhängigen Steuerungsebene für Arten- und Klimaschutzmaßnahmen	263
12.6 Steuerung von Klimaschutzmaßnahmen unter Berücksichtigung synergetischer Effekte für weitere Landschaftsfunktionen .....	264
12.7 Motive und Kapazitäten für die Maßnahmenumsetzung .....	266
12.8 Entwicklung von Werkzeugen zur Bewertung landwirtschaftlicher Nutzungseinflüsse auf den Artenschutz und der Klimarelevanz von Landnutzungen und Landnutzungsänderung für das Umweltberatungssystem MANUELA .....	277
12.9 Einfluss schlaggenauer, GIS-basierter Umweltinformationen für die Maßnahmenakzeptanz .....	280
13. Schlussfolgerungen.....	284
Anhang .....	314
Anhang I – Landwirtschaftliche Umweltberatungssysteme .....	315
Anhang II – Forschungsfragen, Arbeitsschritte, Methoden und schriftliche Beiträge .....	323
Anhang III (1) – Leitfaden für das fokussierte Interview .....	328
Anhang III (2) – Vorlage Deckungsbeitragsbedingung für das fokussierte Interview .....	332
Anhang IV – Table S1 (supporting information) zu Paper V .....	334
Anhang V – Policy Implications .....	344
Eidesstattliche Erklärung.....	359

*Kapitel 4 bis 7 sowie Kapitel 9 und 10 sind der Arbeit als eigenständige Werke beigelegt. Layout und Aufbau entsprechen der eingereichten bzw. veröffentlichten Form. Die Artikel haben daher eigenständige Kapitelüberschriften und Quellenverzeichnisse.*

## Abbildungsverzeichnis

ABBILDUNG 1: ENTWICKLUNG DER MAISANBAUFLÄCHE IN DEUTSCHLAND VON 2006 BIS 2014 (FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE (FNR) E.V. 2014).....	4
ABBILDUNG 2: „AGRARSTRUKTURBEDINGTE FRUCHTFOLGEN VERSCHIEDENER ANBAUREGIONEN IN DEUTSCHLAND“ (GÖDEKE ET AL. 2011).....	5
ABBILDUNG 3: „ZUSAMMENHÄNGE DER STRUKTURENTWICKLUNG VON TIERBESATZ (GV/HA), MAISANBAU (% DER LF) UND BIOGASANLAGENLEISTUNG (KW/HA LF) IN DEN LANDKREISEN, STAND 2010, QUELLE: BMELV 2010 UND STATISTISCHE LANDESÄMTER 2007 (NUR HESSEN)“ (EBD.).....	5
ABBILDUNG 4: „ANTEIL DER FLÄCHE FÜR DEN ANBAU VON MAIS FÜR BIOGASANLAGEN AN LANDWIRTSCHAFTLICH GENUTZTEN FLÄCHEN“ (AGENTUR FÜR ERNEUERBARE ENERGIEN 2011).....	6
ABBILDUNG 5: „ANTEIL DER FLÄCHE FÜR DEN ANBAU VON MAIS AN LANDWIRTSCHAFTLICH GENUTZTEN FLÄCHEN“ (AGENTUR FÜR ERNEUERBARE ENERGIEN OHNE JAHR).....	7
ABBILDUNG 6: DIREKTE AUSWIRKUNGEN EINER FLÄCHENNUTZUNG.....	39
ABBILDUNG 7: INDIREKTE AUSWIRKUNGEN EINER FLÄCHENNUTZUNG (VERÄNDERT NACH Walker & Johnston 1999).....	39
ABBILDUNG 8: KUMULATIVE AUSWIRKUNGEN VON FLÄCHENNUTZUNGEN (VERÄNDERT NACH Walker & Johnston 1999).....	40
ABBILDUNG 9: AUSWIRKUNGEN DER INTERAKTIONEN UNTERSCHIEDLICHER AUSWIRKUNGEN VON FLÄCHENNUTZUNGEN (VERÄNDERT NACH Walker & Johnston 1999).....	41
ABBILDUNG 10: EINGABE DER BEWIRTSCHAFTUNGSPARAMETER FÜR DEN ACKERSCHLAG.....	180
ABBILDUNG 11: EINGABE DER BEWIRTSCHAFTUNGSPARAMETER FÜR DEN GRÜNLANDSCHLAG.....	180
ABBILDUNG 12: ERGEBNISSE DER NUTZUNGSEINFLÜSSE FÜR ACKER.....	181
ABBILDUNG 13: ERGEBNISSE DER NUTZUNGSEINFLÜSSE FÜR GRÜNLAND.....	181
ABBILDUNG 14: INFORMATIONEN ZUR BEWERTUNG DER NUTZUNGS AUSWIRKUNGEN AUF ACKER AUF DEN ARTENSCHUTZ.....	182
ABBILDUNG 15: INFORMATIONEN ZUR BEWERTUNG DER NUTZUNGS AUSWIRKUNGEN AUF ACKER AUF DEN ARTENSCHUTZ.....	182

## Tabellenverzeichnis

<b>TABELLE 1:</b>	<b>VERGLEICH DER THG-EMISSIONSWERTE AUS MOOREN VON DRÖSLER ET AL. (2013) UND HÖPER (2007).....</b>	<b>28</b>
<b>TABELLE 2:</b>	<b>BEWERTUNG DER AUSWIRKUNGEN LANDWIRTSCHAFTLICHER NUTZUNGSEINFLÜSSE AUF DEN ARTENSCHUTZ.....</b>	<b>177F</b>
<b>TABELLE 3:</b>	<b>BEWERTUNGSSKALEN FÜR DIE AUSWIRKUNGEN VON NUTZUNGSEINFLÜSSEN AUF DEN ARTENSCHUTZ IN MANUELA.....</b>	<b>179</b>
<b>TABELLE 4:</b>	<b>BEWEGGRÜNDE DER LANDWIRTE FÜR DIE UMSETZUNG VON NATUR- UND KLIMASCHUTZ-MAßNAHMEN NACH KATEGORIEN UND MOTIVTYPEN .....</b>	<b>248F</b>

*Die Kapitel 4-7 und 9 und 10 sind der Dissertation als eigenständige Werke beigelegt. Die in diesen Kapiteln enthaltenen Abbildungen und Tabellen werden daher an dieser Stelle nicht aufgeführt.*

## Abkürzungen

- aem – agricultural environmental measure
- AUM – Agrarumweltmaßnahmen
- BEP – Biotopentwicklungspotential
- BÜK – Bodenübersichtskarten
- CC – Cross Compliance
- CH<sub>4</sub> - Methan
- cb – contribution margin
- CO<sub>2</sub> – Kohlendioxid
- CO<sub>2</sub>Äq. – CO<sub>2</sub>-Äquivalente
- Corg – Organischer Bodenkohlenstoff
- Db – Deckungsbeitrag
- DPSIR – Driving force – pressure – state (hier: sensitivity) – impact – response
- EEG – Erneuerbare-Energien-Gesetz
- gfP – gute fachliche Praxis / good farming practice
- GPS – Ganzpflanzensilage
- GIS – Geoinformationssystem
- GOF – Geländeoberfläche
- GWP – Global Warming Potential
- KUP - Kurzumtriebsplantage
- MWel – Mega-Watt elektrische Leistung
- N – Stickstoff
- N<sub>2</sub>O – Distickstoffmonoxid, Lachgas
- NH<sub>3</sub> – Ammoniak
- NH<sub>4</sub><sup>+</sup> – Ammonium
- NIR – national inventory report (Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar)
- NO<sub>3</sub><sup>-</sup> – Nitrat
- P – Precipitation (Niederschlag)
- PSM – Pflanzenschutzmittel
- SOC – soil organic carbon
- T – Temperatur
- THG – Treibhausgas
- UNB – Untere Naturschutzbehörde

## Kurzfassung

Der massive Ausbau der Biogasproduktion hat in Teilen Deutschlands erhebliche strukturelle Veränderungen in der Agrarlandschaft hervorgerufen. Mais als Haupteingangssubstrat hat dabei mit einem masse- und flächenbezogenen Substratanteil von >70 % eine besondere Flächenrelevanz. Der Maisanteil in der Landschaft hat sich zwischen 2004 und 2012 in Deutschland verdoppelt. Politische Fehlanreize in den EEG-Novellierungen 2004 und 2009 begünstigten dabei die Biogasproduktion vor allem in Veredelungsregionen. Der ohnehin traditionell hohe Maisanteil in diesen Regionen wurde somit verstärkt, mit Tendenzen zum flächendeckenden Maisanbau. Besonders betroffen ist das Bundesland Niedersachsen. Sowohl hier als auch in anderen, vom erhöhten Maisanbau betroffenen Regionen Deutschlands, kam es zu häufigen Konflikten zwischen Bevölkerung und Biogasproduzenten. Mit den EEG 2012 und 2014 wurde versucht, dem entgegenzuwirken, z.B. mit der Einführung des sogenannten „Maisdeckels“ (EEG 2012), der den Substratanteil des Mais auf 60 % begrenzen sollte. Diese Begrenzung gilt jedoch nur in Neuanlagen ab 2012 und verminderte daher nicht die Maisanteile in Regionen mit bereits bestehenden Biogasanlagen. Auch bewirkten die letzten EEG-Novellierungen, dass sich der Maisanbau auch in Ackerregionen mit geringerer Bodengüte ausweitete, so dass die Maisanteile in diesen Regionen mittlerweile diejenigen in den Veredelungsgebieten übertreffen. Besonders betroffen von diesen räumlichen kumulativen Effekten des Maisanbaus sowie bestimmter Anbaumethoden sind die Tier- und Pflanzenarten der Agrarlandschaft. Diese leiden vor allem durch die verschärfte Flächenkonkurrenz zwischen Biogaskulturenanbau und anderen Landnutzungsarten. Der erstarkte Biogaskulturenanbau hat nicht nur steigende Umwandlungsraten von Grünland, Stilllegungsflächen etc. in Acker, sondern auch weitere Nutzungsintensivierungen zur Folge. Die ohnehin knappen Lebensräume in der Agrarlandschaft nehmen dadurch weiter ab. Die Landnutzungsänderungen wirken sich darüber hinaus auch das Klima aus: Im Zuge zunehmender Grünlandumwandlung, vor allem auf organischen Böden, werden erhöhte THG-Emissionen freigesetzt. Nicht bedarfsorientierte Stickstoffdüngung stellt eine der Hauptquellen für THG aus der Landwirtschaft dar.

Ein Problem der Ressourcennutzung besteht darin, dass der Kostenaufwand und der Nutzen einer Landnutzungsart häufig nicht auf derselben räumlichen oder zeitlichen Ebene erfolgen. Wandelt ein Biogaskulturenanbauer beispielsweise seine Grünlandflächen in Acker um, um dort Mais anzubauen, kann dies für ihn gewinnbringend sein. Durch die auf diese Weise freigesetzten Treibhausgasemissionen wird zur Erwärmung des Klimas beigetragen - die Kosten der globalen Erwärmung trägt jedoch die globale Weltgemeinschaft. Behielte der Landwirt die Grünlandflächen bei, würde er den entgangenen Gewinn erleiden, und die globale Weltgemeinschaft hätte den Vorteil. Zu einem eigenen Vorteilsverzicht für das Wohl der Allgemeinheit sind viele Individuen jedoch generell nicht bereit. Dies bestätigen zahlreiche spieletheoretische und empirische Abhandlungen zu „sozialen Dilemmata“. Gemäß Subsidiaritätsprinzip sollten Probleme, oder in diesem Fall Schadwirkungen von der untersten möglichen Entscheidungsträgerebene behoben werden. Ist dies jedoch nicht möglich, sollte gemäß Subsidiaritätsprinzip die nächsthöhere Ebene aktiv werden. Steuerungspotentiale bestehen dabei in der einzelbetrieblichen Umweltberatung, vor allem bezüglich der Steigerung der Bereitschaft von Landwirten, Umweltschutzmaßnahmen in ihren Betriebsablauf zu integrieren. Einzelbetriebliche Ausrichtung sowie eine anschauliche Datenaufbereitung in der Beratung können die Akzeptanz zur Maßnahmenumsetzung dabei beeinflussen.

Kernfrage dieser Doktorarbeit ist, inwieweit, gemäß Subsidiaritätsprinzip, eine Optimierung des Biogaskulturenanbaus hinsichtlich der Belange des Arten- und Klimaschutz von der Betriebsebene aus initiiert werden kann. Zur Beantwortung dieser übergeordneten Fragestellung wurden sechs Teilfragen formuliert:

1. Welche Auswirkungen haben Landnutzung und Landnutzungsänderungen auf die THG-Entwicklung und wie können diesbezügliche THG-Emissionen vermieden bzw. vermindert werden?
2. Wie lässt sich die erforderliche Entscheidungsträger- oder Planungsebene für die Steuerung von Maßnahmen eines umweltfreundlichen Biogaskulturenanbaus in Abhängigkeit zur räumlichen (o-der zeitlichen) Ausdehnung einer Auswirkung identifizieren?
3. Wie lassen sich Auswirkungen von landwirtschaftlicher Moornutzung und Grünlandumbruch auf die CO<sub>2</sub>-Emissionen auf der regionalen Ebene bewerten? Welche Synergie- und Konfliktpotentiale zwischen Klimaschutz- und anderen Landschaftsfunktionen müssen bei der regionalen Maßnahmenplanung berücksichtigt werden?
4. Wie lassen sich landnutzungsbedingte Auswirkungen auf den Artenschutz und die THG-Entwicklung auf der betrieblichen Ebene bewerten?
5. Welche Kapazitäten und Motive haben Landwirte, ihren Energiepflanzenanbau hinsichtlich Arten- und Klimaschutz zu optimieren?
6. Welche Rolle spielen räumlich schlaggenau dargestellte Informationen über Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus, potentieller Schutzmaßnahmen sowie deren Kosten für die Maßnahmenbereitschaft von Landwirten?

Zur Erörterung dieser Fragen wurde zu Beginn der Arbeit eine umfassende Literaturrecherche vorgenommen. Der Fokus der Recherche lag dabei auf Erkenntnissen zu den Auswirkungen landwirtschaftlicher Landnutzung und Landnutzungsänderungen auf die Freisetzung von Treibhausgasen. Auch wurden Auswirkungen verschiedener Landnutzungspraktiken auf die Artenvielfalt untersucht. Auf Basis dieser Informationen wurden Schemata entwickelt, um überprüfen zu können, ob eine auf der Betriebsebene verursachte Schädigung die Betriebsgrenzen in seiner Ausdehnung überschreitet. Darauf aufbauend, sollten die Schemata die Ableitung der erforderlichen Steuerungsebene zur Vermeidung/Verminderung skalenabhängiger Schädigungen landwirtschaftlicher Nutzungseinflüsse ermöglichen. Für die Steuerung auf regionaler Ebene wurde zudem ein indikatorbasierter Ansatz entwickelt, mit dessen Hilfe sich das CO<sub>2</sub>-Emissionsrisiko bei landwirtschaftlicher Moornutzung und der Umwandlung von Grünland in Acker bewerten lässt. Basierend auf dem Indikator des Bodentyps, wurde eine exemplarische Skalierung der flächenspezifischen CO<sub>2</sub>-Vermeidungspotentiale für Moor- und Grünlandflächen des Biosphärenreservates Niedersächsische Elbtal-aue vorgenommen. Durch das Aufzeigen möglicher Synergien zwischen Maßnahmen des Klimaschutzes und des Artenschutzes (u.a.) sollte ein Beispiel für die Potentiale multifunktionaler Maßnahmensteuerung für die regionale Ebene geliefert werden.

Für die Analyse der Betriebsebene wurden Werkzeuge für den Einsatz mit dem GIS-basierten *MANagement-systems NatUrschutz für Eine nachhaltige LANdwirtschaft (MANUELA)* entwickelt. Diese indikatorbasierten Werkzeuge erfüllen folgende Funktionen:

- Bewertung der CO<sub>2</sub>-Emissionen bei landwirtschaftlicher Moornutzung sowie des CO<sub>2</sub>-Retentionspotentials von Grünland bzw. des CO<sub>2</sub>-Emissionsrisikos im Falle einer Grünlandumwandlung in Acker
- Bewertung des N<sub>2</sub>O-Ausstoßes durch die Ausbringung stickstoffhaltiger Düngemittel
- Bewertung des Einflusses unterschiedlicher landwirtschaftlicher Bewirtschaftungspraktiken auf den Artenschutz

MANUELA wurde unter Anwendung der zuvor genannten sowie weiterer Werkzeuge auf drei Biogaskultur-  
anbaubetrieben in Niedersachsen zur Bewertung der Habitat- und Habitatverbundqualität sowie des Biotop-  
entwicklungspotentials eingesetzt. Dazu war eine vorangehende Biotoptypenkartierung sowie eine Aus-  
wertung von Bodendaten erforderlich. Die Ergebnisse der MANUELA-Anwendung wurden den drei Biogas-  
kulturanbauern in fokussierten Einzelinterviews präsentiert. Auf Basis der Ergebnisse wurden sie zu ihrer  
Bereitschaft und ihren Kapazitäten befragt, ihre Flächennutzung hinsichtlich des Arten- und Klimaschutzes  
zu optimieren. Aus den Daten der Testbetriebe wurde in ArcGIS ein virtueller Biogaskulturanbaubetrieb  
konstruiert, der als Befragungsbasis für eine weitere qualitative Erhebung diente: In einem Discrete Choice  
Experiment mit sieben weiteren Biogaskulturanbauern sollte untersucht werden, welchen Einfluss eine be-  
triebliche Umweltberatung anhand kartografisch dargestellter, schlaggenauer Daten zu Nutzungseinflüs-  
sen und entsprechenden Schutzmaßnahmen auf die Umsetzungsbereitschaft dieser Maßnahmen hat. Auch  
die Auswirkungen der Information über die Maßnahmenkosten auf die Umsetzungsbereitschaft wurden un-  
tersucht. Auch im Discrete Choice Experiment konnten Erkenntnisse zu möglichen Motiven von Biogaskul-  
turanbauern für oder gegen die Umsetzung bestimmter Schutzmaßnahmen gesammelt werden.

Die entwickelten Schemata für die Identifizierung der optimalen Steuerungsebene für die Vermeidung und  
Verminderung von arten- und klimaschädigenden Nutzungseinflüssen des Biogaskulturanbaus zeigen die  
Notwendigkeit auf, räumliche und zeitliche Skaleneffekte zu berücksichtigen. Diese Skaleneffekte entschei-  
den über die räumliche Ausdehnung einer Schadwirkung und bestimmen damit die erforderliche Planungs-  
ebene. Bleiben die Auswirkungen eines Flächenmanagements innerhalb der Grenzen eines Betriebes, han-  
delt es sich um einen on-site-Effekt. Unter dieser Prämisse sollte der Biogaskulturanbauer gemäß Subsidi-  
aritätsprinzip die potentielle Schadwirkung möglichst ohne weitere Steuerung einer höheren Ebene allein  
beheben. Überschreiten die Auswirkungen der Flächennutzung aufgrund skalenrelevanter Effekte die Be-  
triebsebene, handelt es sich um „transboundary“ oder „off-site“-Effekte. Um solche grenzüberschreitenden  
Effekte gemäß dem Vorsorgeprinzip verhindern zu können, müssen diese jedoch vorerst identifiziert wer-  
den. Die methodische Grundlage hierzu wurde mit einem angepassten DPSIR-Analysekonzept sowie der  
Beschreibung relevanter Skaleneffekte bereitgestellt.

Wie die Befragungen zeigen, sind Landwirte hauptsächlich unter der Prämisse eines im Vergleich zur übli-  
chen Bewirtschaftung zumindest ausgeglichenen Deckungsbeitrags bereit, bestimmte Arten- und Klima-  
schutzmaßnahmen umzusetzen. Statistische Erhebungen zum so genannten „Höfesterben“ legen nahe,  
dass dies nicht ausschließlicher Profitorientierung entspringt, sondern - zumindest in einigen Fällen - viel-  
mehr auf beschränkte finanzielle Kapazitäten hindeuten kann. Im Rahmen der Befragungen wurde nicht  
überprüft, in welchem Ausmaß Biogaskulturanbauer von einer aus Finanznot resultierenden Hofaufgabe  
bedroht sind. Allerdings wurden mit wenigen Ausnahmen diejenigen Maßnahmen abgelehnt, die mit einem  
Kostenaufwand verbunden waren. Eine bedeutende Ausnahme stellten hier Maßnahmen mit hoher Öffent-  
lichkeitswirksamkeit dar. Wenige Landwirte akzeptierten unter der Prämisse hoher Öffentlichkeitswirksamkeit  
einer Maßnahme sogar geringe Deckungsbeitragsverluste. Hier zeichnet sich auch der hauptsächliche  
Unterschied zu Motiven von Landwirten ab, die für die Nahrungs- und Futtermittelverwertung produzierten.  
Für diese Landwirte scheinen - gemäß Studien - Imagegründe kein Motiv für die Maßnahmenumsetzung  
darzustellen. Dieser Unterschied wird auf die vielerorts aufgetretenen Konflikte im Hinblick auf die so-  
genannte „Vermaisung“ der Landschaft zurückgeführt. Generell wurde festgestellt, dass die Vermeidung von  
Konflikten mit der Gesellschaft die Landwirte dazu motivierte, öffentlichkeitswirksame Umweltschutzmaß-  
nahmen umzusetzen. Allerdings wurden bestimmte Maßnahmen noch häufiger abgelehnt, um Konflikte  
mit Feldnachbarn, Verpächtern oder Imkern zu vermeiden.

Die hohe Bedeutung, die der Öffentlichkeitswirksamkeit einer Maßnahme beigemessen wurde, birgt sowohl Chancen, als auch Risiken für den Naturschutz, wie sich mit Blick auf die hier untersuchte Bedeutung der Umweltberatung erklären lässt: Für die Beantwortung der Frage, welche Auswirkungen eine GIS-gestützte schlaggenaue betriebliche Umweltberatung für die Maßnahmenbereitschaft haben kann, wurde aus den Ergebnissen des Discrete Choice Experimentes eine Typisierung der Befragten in unterschiedliche Informationsrezeptionstypen abgeleitet. Es wurden Typen definiert mit hoher und mit geringer Reaktion auf die Umweltinformation, sowie solche mit hoher und auch mit geringer Reaktion auf die Kosteninformation hinsichtlich der Maßnahmenentscheidung. Auch gab es Landwirte, die weder auf die Umwelt- noch auf die Kosten reagierten. Alle Befragten, selbst die mit ansonsten geringer Maßnahmenbereitschaft, waren jedoch bereit, zumindest einen 1%igen Anteil an Blühstreifen auf ihrem Betrieb anzulegen. Alle betonten zudem, dass sie Maßnahmen hauptsächlich umsetzen würden, wenn diese einen Öffentlichkeitswert besäßen. Maßnahmen, die z.B. von hoher Relevanz für den Artenschutz sind, laut Aussage der Landwirte jedoch kaum von der Öffentlichkeit wahrgenommen würden, wie z.B. Ackerrandstreifen, Stoppelfelder oder ein höherer Anteil an Sommergetreide, weisen also nur sehr geringe Umsetzungschancen auf. Für diese Maßnahmen wird eine freiwillige Maßnahmenumsetzung gemäß Subsidiaritätsprinzip kaum Aussicht auf Erfolg haben. Um auf Standorten mit besonderer Empfindlichkeit dennoch den Artenschutz gewährleisten zu können, muss die Umsetzung solcher Maßnahmen von höherer Ebene gesteuert werden. Die Bedeutsamkeit einer hohen Öffentlichkeitswirksamkeit von Maßnahmen heißt aber auch, dass Maßnahmen, die sowohl eine hohe Öffentlichkeitswirksamkeit als auch einen besonderen Wert für den Artenschutz bzw. für andere Schutzgüter aufweisen, wie z.B. die Ansaat regionaler Blühpflanzenmischungen, oder der Schutz artenreichen Grünlands, in der Umweltberatung gezielt unter diesem Aspekt beworben werden können.

Weitere Potentiale für eine freiwillige Maßnahmenumsetzung wurden in der Gehölzanpflanzung gesehen. Auch wenn viele Landwirte dieser Maßnahme aus Angst vor lock-in-Effekten kritisch gegenüberstanden, waren vor allem Jäger aus Gründen der Wildhege dazu bereit. Befürchtete lock-in Effekte, wie die Unterschützstellung von Landschaftselementen, wie Hecken, Baumreihen oder auch das Verbot, Dauergrünland in Acker umzuwandeln, können zu Umgehungstatbeständen führen. Ein damit zusammenhängender sowie auf weiteren Erfahrungswerten beruhender Vertrauensverlust in Naturschutzinstitutionen kann mitunter dazu führen, dass Landwirte die Kooperation mit Naturschutzbehörden ablehnen und es vorziehen, sich selbst organisieren.

Die Bemühungen um psychologische Repräsentativität in den Befragungen führten zu einer großen Bandbreite unterschiedlicher Motivtypen. Diese Motivtypen zeigen wichtige Tendenzen auf, unter welchen Bedingungen Biogaskulturanbauer dazu bereit sind, Umweltschutzmaßnahmen in ihren Betriebsablauf zu integrieren und wie diese Bereitschaft unterstützt werden kann. Dabei konnte auch gezeigt werden, welche Rolle eine betriebsspezifische GIS-basierte Umweltberatung unter Vermittlung von Umweltinformationen und Maßnahmenkosten dabei spielen kann, die Maßnahmenakzeptanz der Landwirte zu steigern. Die Anwendung der oben beschriebenen Schemata kann der Umweltplanung dazu dienen, die aufgrund der potentiellen räumlichen Ausdehnung einer Auswirkung erforderliche Steuerungsebene für die Maßnahmenumsetzung zu identifizieren. Die hier gewonnenen Erkenntnisse zu den Voraussetzungen der Umsetzungsbereitschaft können der Planung behilflich sein, die freiwillige Maßnahmenumsetzung gemäß Subsidiaritätsprinzip zu fördern. Die Information, welche Maßnahmen Landwirte unter welcher Voraussetzung auch eigeninitiiert umsetzen würden, liefert der Planung wichtige Hinweise, in welchen Fällen weiche Instrumenten bzw. harte Instrumente eingesetzt werden sollten, bzw. wo Finanzierungsbedarf besteht, um eine Maßnahmenumsetzung zu bewirken.

## Abstract

Increasing cultivation of crops for biogas production has led to considerable structural changes of the agricultural landscape in Germany. Among these crops, maize is the most important substrate with a share of more than 70 %, both of the total substrate as well as of the crop land. In addition, the cultivated area of maize has doubled between 2004 and 2012. Promoted by the renewable energy act amendments in 2004 and 2009, biogas crop production has particularly been supported in livestock areas. Since maize was already intensively grown in these areas for fodder crop production, the additional maize cultivation for biogas crop production has led to cumulative effects with respect to spatial maize agglomeration. This has particularly been the case for the state of Lower Saxony. As a consequence, here and in other regions of Germany with increasing maize cultivation, biogas crop production has caused conflicts regarding the supply of different landscape functions, such as the habitat function or the CO<sub>2</sub> retention function. Policy aimed at reducing related conflicts through the amendments of the renewable energy act in 2012 and 2014. In 2012 the so-called maize-cap was introduced, reducing the maximum allowed input of maize to 60 % of the total biogas plant substrate. This restriction yet only accounted for biogas plants build after 2012. Consequently, already existing conflicts related to spatially expanded maize cultivation for biogas plants were not resolved. Furthermore, the amendments 2012 supported the maize cultivation on crop land of lower soil fertility. As a consequence, these areas have now an even larger amount of electrical installed power (Mw<sub>el</sub>) for biogas production, than livestock areas. Particularly affected by the effects of the cumulative maize cultivation are the species of the agricultural landscape, which particularly suffer from an increased competition for land between energy crops, food crops and other sectors. This land use competition has not only increased the conversion of grassland and set-aside-land into cropland, it has also been accompanied by land use intensification. The habitat supply, which had previously already been on a comparatively low level, has been further reduced. In addition to effects on biodiversity, these structural changes have also impaired the climate regulation function of the soils. In the course of agricultural management of peatlands and conversion of grassland to agricultural land, large amounts of greenhouse gases are released. Additionally, ineffective nitrogen fertilization results in large greenhouse gas emissions and constitutes one of the main sources of greenhouse gases.

A severe problem of the resource use is the fact that costs and benefits of the resource use do not occur on the same spatial or temporal scale. For instance, a biogas crop producer might convert grassland into cropland if maize cultivation poses a more profitable management alternative for him. Greenhouse gases released in this process thus contribute to global warming, whereas the costs are paid by the global community. In contrast, if the farmer would maintain his grassland area, he would pay the costs for the reduced gain while the global community would benefit from his action. Accordant to studies of game theory and empirical studies about the common goods dilemma, it is unlikely for many individuals to set aside their own profit for the profit of the society. According to the principle of subsidiarity, problems should be managed at the lowest potential decision tier. If this is impossible, as described for the latter social dilemma, the next upper decision tier must be chosen.

Environmental impact management is potentially improved via environmental farm consultations. Environmental farm consultations include the chance to increase farmers' disposition to incorporate conservation measures into their land management. Measure acceptance might particularly be increased by individual and farm-specific information and by easily interpretable visualization of the farm data.

The overarching question of this thesis is: to which extent can the impacts of unsustainable biogas crop management on biodiversity and climate protection be addressed at the farm scale and in agreement with the principle of subsidiarity? In order to answer this question, six different sub-questions have been devised:

1. Which impact do land use and land use changes have on the development of greenhouse gas emissions and how can they be mitigated?
2. How can impacts of biogas crop cultivation on different spatial scales or governance levels be assessed and on which institutional level should related conservation measures be initiated or implemented?
3. How can impacts from agriculturally managed peatlands and grassland conversion on CO<sub>2</sub>-emissions be assessed at the regional scale? Which synergies and conflicts have to be considered between climate protection, species protection and other landscape functions, when multifunctional measures should be derived?
4. How can land use-related impacts on species- and climate protection be assessed at the farm scale?
5. Which capacities and motives do farmers have, to adapt their biogas crop production in terms of species and climate protection?
6. Which influence has spatially detailed, plot-precise presented information about impacts of the farmers own biogas crop management, potential conservation measures and the related costs to the measure acceptance of the farmers?

In order to answer these questions, literature was reviewed in a first step. The in-depth review was focussed on insights about impacts of agricultural land use and land use changes on the release of greenhouse gases. In addition, land use impacts on biodiversity have been assessed. Based on this information, schemes were developed, allowing to indicate whether impacts caused by biogas crop production might cross the boundaries of farmers' own scope of decision and lead to transboundary impacts. The purpose of the schemes is to assess the relevant level of governance and to manage the environmental impact, depending on the required responses. For the governance of land use based climate impacts on regional level, an indicator-based approach has been developed in order to assess the risk of CO<sub>2</sub> emissions for agricultural peatlands and grassland conversions into cropland. Basing on the indicator of the soil type, the risk of CO<sub>2</sub>-Emissions for the latter land use changes have been modelled for the grassland and peatland area of the biosphere reserve "Niedersächsische Elbtalau". Synergy potentials between greenhouse gas mitigation measures and species protection measures have been indicated to indicate potentials for multifunctional conservation measures on regional level.

This work focusses on analysing the potential to initiate measures on the farm level. For this purpose, tools have been developed for the application with the GIS-based farm environmental managements software „*MANagementsystems NatUrschutz für Eine nachhaltige LANdwirtschaft (MANUELA)*". These indicator-based tools fulfil the following tasks:

- assessment of potential CO<sub>2</sub>-emissions due to agricultural peatland management and grassland conversion
- assessment of potential N<sub>2</sub>O-emissions due to nitrogen fertilization on cropland
- assessment of the impacts of agricultural land management on the habitat function

These tools, as well as further MANUELA-tools for the assessment of the habitat itself, as well as of the habitat network quality and the biotope development potential, were applied on three biogas crop cultivating farms in Lower Saxony. For this purpose, habitats were mapped and soil maps have been analysed. In the course of qualitative focussed interviews, the results of the applied tools were presented to three test farmers. Based on the MANUELA-results, the farmers were interviewed about their disposition and capacities to optimize their biogas crop management with respect to species and climate protection. The GIS-data of the three test-farms were used, to create a virtual biogas crop cultivating farm. The virtual farm served as a basis for a qualitative discrete choice experiment, which was conducted with further seven farmers of Lower Saxony. Primary target of the discrete choice experiment was to assess the influence of transferred spatially-detailed cartographic information about land management impacts, related conservation measures and their costs on the farmers' disposition to implement those measures. Moreover, further information about motives and capacities of the farmers' disposition to environmentally adapt their biogas crop production were being obtained.

The schemes, developed for the purpose to identify the best governance level to manage impacts from biogas crop cultivation, reveal, that scale-effects have to be considered in order to govern species and climate protection measures, adequately. Process-related, value-related and cumulative scale-effects define the spatial or temporal dimension of an impact. An on-site effect occurs, if the impact of a management is limited to the boundaries of the farm, which caused the impact. In this case and in agreement with the principle of subsidiarity, the farmer should initiate measures on his own to solve the impact. If the impact however crosses the boundaries of the farm, a transboundary-effect has taken place. In order to prevent such transboundary-effects in advance, methods need to be established following the precautionary principle. A first step towards such an assessment has been made by supplying the schemes developed in this work.

In the main, farmers are willing to implement cost-neutral species and climate protection measures. Statistical assessments with respect to farm abandonments reveal that this attitude does not necessarily implicate a pure profit strategy. Under specific circumstances, related statements may rather indicate restricted financial capacities. Whether the interviewed biogas crop producers were indeed exposed to the risk of potentially losing their farms in case of increasing expenditures for environmentally adapted land management, was beyond the scope of this work. However, measures implying additional costs were refused with few exceptions. Exceptions were single farmers who accepted a reduced contribution-margin if the measures were highly visible to the public. The visibility was a general motive to implement measures also for those farmers who demanded a cost-neutrality for measure acceptance. This fact describes a general difference between the biogas production and the food and fodder production sector. For food and fodder crop producers, the public image of a measure had no relevance for measure implementation. This difference within measure acceptance can be explained in the context of the conflicts between farmer and society with respect to the impacts of maize cultivation on the natural landscape in some regions. In general, the potential to prevent conflicts with the society did motivate the here interviewed biogas crop producers, to implement specific visible measures. On the other hand, even more measures were refused in order to prevent conflicts with landlords, neighbouring farmers or beekeepers.

The high relevance, which was dedicated towards the visibility of a measure includes both, chances and risks for nature conservation. This could be indicated by the relevance of environmental consultation:

The influence of a GIS-based plot-precise environmental farm consultation on farmers' acceptance of a given environmental measure was tested. For this purpose, different information reception types were de-

rived from the results of the Discrete Choice Experiment. Types of strong and low receptiveness for environmental information as well as types of strong and low receptiveness of cost information related to conservation measures or management alternatives were identified. Additionally, farmers with no receptiveness to environmental and cost information related to conservation measures/management alternatives were identified. Nonetheless, all farmers – including those of a low disposition for measure implementation – were willing to establish flowering strips on an area of at least 1 % of their land. In addition, all farmers noted that they would mainly implement measures of high visibility. Measures of high relevance for species protection, which are - according to the farmers - rather invisible to the public, such as unsprayed field margins, overwintering stubble fields or a higher share of summer crops, would therefore only have a low chance of being implemented. In order to improve species conservation in areas of high environmental vulnerability or relevance, those measures would therefore have to be regulated at higher decision tiers. Yet, the relevance, which farmers attribute to a high publicity of a measure, holds the chance for synergetic measures of both a high publicity and a high value for species conservation and other natural assets.

Further potential for voluntary implementation of conservation measures lies in plantings of wooden structures. Although some farmers feared lock-in-effects with regard to this measure, particularly hunters accepted the measure due to potentially improved wildlife management. Examples of feared lock-in effects are the imposition of an environmentally protected status declared for landscape elements such as hedgerows or tree lines, but also the prohibition of converting permanent grassland into cropland. These lock-in effects may lead to evasion offenses. The fear of lock-in-effects and other experiences might lead to a loss of confidence with respect to procedural justice. Farmers may therefore refuse to cooperate with nature conservation institutions and rather organize themselves.

As a consequence of pursuing psychological representativeness of the interviews, a large number of different motive types was identified. These motive types indicate important tendencies with respect to the conditions, under which farmers are willing to implement environmental conservation measures. They further indicate, how this disposition could be supported. This work shows, that farm-specific GIS-based consultation on environmental impacts and on potential conservation measures as well as their costs could help in increasing measure acceptance. The schemes described above may serve environmental planning to identify the optimal decision tier with respect to the relevant scale of pressure, environmental sensitivity and impact. The findings about the preconditions of farmers' disposition may help environmental institutions to support conservation measure implementation on the lowest decision tier, following the principle of subsidiarity. Finally, information about the potential of voluntary self-initiated measure implementation of farmers indicates, when to apply soft and when to apply hard instruments or in which cases financial support is required in order to guarantee the implementation of a measure.

**Schlagwörter:** *Landwirtschaftliches Umweltmanagement, Naturschutz, Artenschutz, Landnutzung, Landnutzungsänderung, Klimaschutz, Treibhausgasemissionen, DPSIR, Kumulative Effekte, Subsidiarität, Zahlungsbereitschaft, Kooperationsbereitschaft, Beitragsdilemma, Biogaspflanzenanbau, Landwirtschaftliches Umweltberatungssystem*

**Keywords:** *Environmental farm management, nature conservation, biodiversity conservation, land use, land use change, climate conservation, greenhouse gas emissions, problems of spatial fit, DPSIR, cumulative effects, subsidiarity, willingness to pay, willingness to cooperate, common goods dilemma, biogas crop production, environmental farm management system (EMS)*

## 1. Einleitung

Bedingt durch unterschiedliche Triebkräfte wie z.B. hohe finanzielle Anreize im Energiepflanzen Sektor, wurden die Anbauflächen für Biogaskulturen in den vergangenen Jahren stark ausgeweitet. So hat sich die Maisanbaufläche von 2004 bis 2012 fast verdoppelt (SCHEFTELOWITZ et al. 2014). Diese Ausdehnung hat die Flächenkonkurrenz zwischen dem Nahrungs-, Futtermittel-, Energiepflanzenanbau u.a. Flächennutzungsansprüchen stark verschärft. Infolge der zunehmenden Flächenkonkurrenz durch die unterschiedlichen Produktionsbereiche, kam es vermehrt zu Landnutzungsänderungen, wie (vor allem in Niedersachsen) der Umwandlung von Grünland und Stilllegungsflächen in Ackerland (NITSCH et al. 2010). Diese Landnutzungsänderungen fanden auch in ökologisch sensiblen Gebieten statt wie z.B. auf Flächen, die durch die Flora-Fauna-Habitatrichtlinie (FFH-Richtlinie, 92/43/EWG) geschützt sind, in Wasserschutzgebieten, auf Flächen mit hoher Erosionsempfindlichkeit oder mit hoher Bedeutung für die Kohlenstoffspeicherung (und damit CO<sub>2</sub>-Retention) wie Mooren (NITSCH et al. 2009, NITSCH et al. 2010, BUHR et al. 2010).

Gemäß dem Vorsorgeprinzip hat die Regionalplanung die Aufgabe, Schädwirkungen von Raumnutzungen wie z.B. dem Biogaskulturenanbau auf die Schutzgüter von Natur und Landschaft präventiv zu unterbinden (§1 (1,2) ROG). Dazu ist es erforderlich, mögliche Schädwirkungen frühzeitig abzuschätzen. Erschwert wird dies dadurch, dass die konkreten Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus auf Natur und Landschaft räumlich stark variieren können. Die Ausprägung der räumlichen Variabilität ist dabei abhängig von der Intensität der Wirkfaktoren sowie der Empfindlichkeit des Standortes gegenüber Bewirtschaftungseinflüssen. Abhängig von den räumlichen und zeitlichen Systemgrenzen eines Schutzgutes, der Eigenschaften seiner Prozessabläufe, seines Wertes für eine bestimmte räumliche Ebene sowie dem Ausmaß und der Intensität möglicher, das Schutzgut beeinträchtigender Wirkfaktoren kann die räumliche (und zeitliche) Ausdehnung einer Schädwirkung variieren. Daher unterscheiden sich die Auswirkungen von Nutzungen nicht nur zwischen einzelnen Regionen (z.B. Veredelungsregion, Ackerbauregion), sondern auch generell zwischen den räumlichen Planungsebenen Schlag bzw. Betrieb und Region (RODE & KANNING 2010).

Um Lösungsansätze zur Vermeidung und Behebung möglicher negativer Auswirkungen des Biogaskulturenanbaus entwickeln zu können, bedarf es daher einer räumlich differenzierten Betrachtung. Eine solche räumliche Unterscheidung findet derzeit in der Praxis jedoch nicht bzw. nur unzureichend statt. Dies liegt unter anderem an der Komplexität der Aus- und Wechselwirkungen des Anbaus von Biogaskulturen und anderen Fruchtarten auf verschiedene Landschaftsfunktionen im Hinblick auf verschiedene räumliche Ebenen. Bedingt ist die mangelhafte Prävention von Beeinträchtigungen der Landschaftsfunktionen durch landwirtschaftliche Praktiken jedoch auch durch fehlende Methoden zur räumlich abgestimmten Erfassung und Bewertung dieser Auswirkungen. Solche Methoden sind erforderlich, um die entscheidende Planungsebene zu ermitteln, von der solchen negativen Schädwirkungen durch Anreize oder/und Restriktionen entgegengesteuert werden kann.

Mit der GIS-gestützten naturschutzfachlichen Betriebsmanagementsoftware *MANagementsystems Naturschutz für Eine nachhaltige Landwirtschaft* (MANUELA; HAAREN et al. 2008b, HAAREN et al. 2008c) existiert eine Grundlage für die schlaggenaue Erfassung, Bewertung und visuelle Darstellung bestimmter Umweltwirkungen der Flächenbewirtschaftung einzelner landwirtschaftlicher Betriebe. Für eine hinreichende Bewertung von Auswirkungen des Biogaskulturenanbaus auf den Arten- und Klimaschutz fehlten jedoch auch in MANUELA bislang die geeigneten Werkzeuge. So kann der Einfluss verschiedener Flächenbewirt-

schaftungsmethoden (z.B. im Energiepflanzenanbau) auf die Lebensraum- und Lebensraumverbundqualität bislang nur begrenzt bewertet werden. Für die Bewertung der Wirkungen von Landnutzungen und Landnutzungsänderungen auf die Entstehung von Treibhausgasen (THG) existierte bislang kein Instrument.

Die Betriebsebene ist im Bereich des Biogaskulturenanbaus als Untersuchungsebene besonders relevant.

Gemäß Subsidiaritätsprinzip hat der Landwirt das Vorrecht, für seine eigenen Belange selbst einzutreten, d.h. eigens verursachte Schadwirkungen selbst zu beheben. Der Staat sollte erst dann steuernd eingreifen, wenn die Interessen anderer verletzt werden, z.B., wenn für die Allgemeinheit relevante Landschaftsfunktionen beeinträchtigt werden. Auch dann gilt jedoch, dass vorrangig eine Steuerung zur Selbststeuerung erfolgen sollte (HÖFFE 1997, OETER 1998). Die Landwirte darin zu unterstützen, Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung schädlicher Umweltauswirkungen ihres Biogaskulturenanbaus in ihren Betriebsablauf zu integrieren, wäre im Sinne des Subsidiaritätsprinzips daher der Idealfall. Über die Bereitschaft, Motive und Kapazitäten von Landwirten, Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung negativer Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus nach Subsidiaritätsprinzip freiwillig zu implementieren, gibt es bislang jedoch wenige Erkenntnisse.

Für die Steuerung zur Selbststeuerung sollten vorrangig weiche Steuerungsinstrumente, wie z.B. die Umweltberatung eingesetzt werden. Harte (regulative, finanzielle) Instrumente sollten erst dann angewendet werden, wenn schädliche Wirkungen auf Dritte nicht mit den weichen Instrumenten (Kommunikation, Information, Beratung etc.) vermieden oder behoben werden können (OETER 1998, HÖFFE 1997, LANGE & BRAUN 2000, RAICH 2006). Die Visualisierung von Informationen durch geographische oder thematische Karten kann dazu beitragen, Denk-, Lern- und Kommunikationsprozesse anzuregen (SCHNOTZ 2002, VERDI & KULHAVY 2002). Dies bietet auch viel Potential für die Vermittlung von Umweltinformationen im Energiepflanzenanbau. So könnte eine schlaggenaue kartographische Darstellung möglicher Umweltauswirkungen des Biogaskulturenanbaus sowie entsprechender Schutzmaßnahmen Landwirte in ihrer Maßnahmenbereitschaft beeinflussen. Genauere Erkenntnisse hierzu fehlen bislang jedoch.

Mit der vorliegenden Forschungsarbeit soll ein Beitrag zu bislang fehlenden Methoden geleistet werden, Auswirkungen landwirtschaftlicher Bewirtschaftungspraktiken und Landnutzungsänderungen auf die THG-Entstehung und den Artenschutz räumlich differenziert zu erfassen und bewerten. Darüber hinaus soll erörtert werden, von welcher Entscheidungsträgerebene aus sich Schutzmaßnahmen initiieren lassen, um Schadwirkungen (v.a.) des Biogaskulturenanbaus zu vermeiden und vermindern. Um diese Frage zu beantworten, sollen einerseits die unterschiedlichen räumliche (und zeitliche) Ausdehnung der Schadwirkungen in Abhängigkeit zu bspsw. Kumulativen Effekten betrachtet werden. Andererseits soll geprüft werden, inwiefern solche Schadwirkungen gemäß Subsidiaritätsprinzip (vgl. EUROPÄISCHES PARLAMENT 2015) von der Betriebsebene aus behoben werden können. Hierzu sollen Informationen zu Motiven und Kapazitäten von Landwirten für die Umsetzung unterschiedlicher Schutzmaßnahmen geliefert werden. Dabei soll auch die Rolle von schlaggenauen kartographischen Umweltinformationen für die Maßnahmenbereitschaft der Landwirte geprüft werden.

Bevor die Ziele und Forschungsfragen dieser Arbeit nochmals im Detail beschrieben und der Aufbau der Arbeit erläutert wird, soll eine Einführung in die der Forschungsarbeit zugrundeliegenden Themen erfolgen. Dazu wird nachfolgend der aktuelle Wissensstand zur Entwicklung und Auswirkungen des Biogaskulturenanbaus auf den Arten- und Klimaschutz, möglichen Schutzmaßnahmen, der Rolle von Umweltberatungssystemen für die Minderung landwirtschaftlicher Umweltfolgen sowie diesbezügliche Unsicherheiten in der Einschätzung von THG-Emissionen näher ausgeführt. Auch werden die sogenannten „problems of fit“, das

Problem der divergierenden räumlichen Ebenen von landnutzungsbedingten Umweltfolgen und der Planung zu ihrer Behebung erläutert. Der Kenntnisstand zu den Motiven und Kapazitäten von Landwirten, ihre Landbewirtschaftung ökologisch zu optimieren wird im folgenden Kapitel 2 nicht weiter beschrieben, da dieser in dem in Kapitel enthaltenen Artikel ausführlich und auf dem aktuellsten Stand dargelegt wird.

Die unterschiedlichen Bioenergielinien unterscheiden sich in Anbaukulturen und Anbauweisen massiv. Ebenso unterscheiden sich die Bioenergielinien bedeutend in ihrem CO<sub>2</sub>-Einsparpotential. Hier wird ein bislang nicht Genüge geleisteter Differenzierungsbedarf gesehen. Der übliche Begriff „Energiepflanzenanbau“ wird daher in der vorliegenden Doktorarbeit durch den Begriff „Biogaskulturanbau“ ersetzt, um hier den Unterschied zu verdeutlichen und Missverständnisse zu vermeiden.

## 2 Stand des Wissens

### 2.1 Entwicklung des Biogaspflanzenanbaus

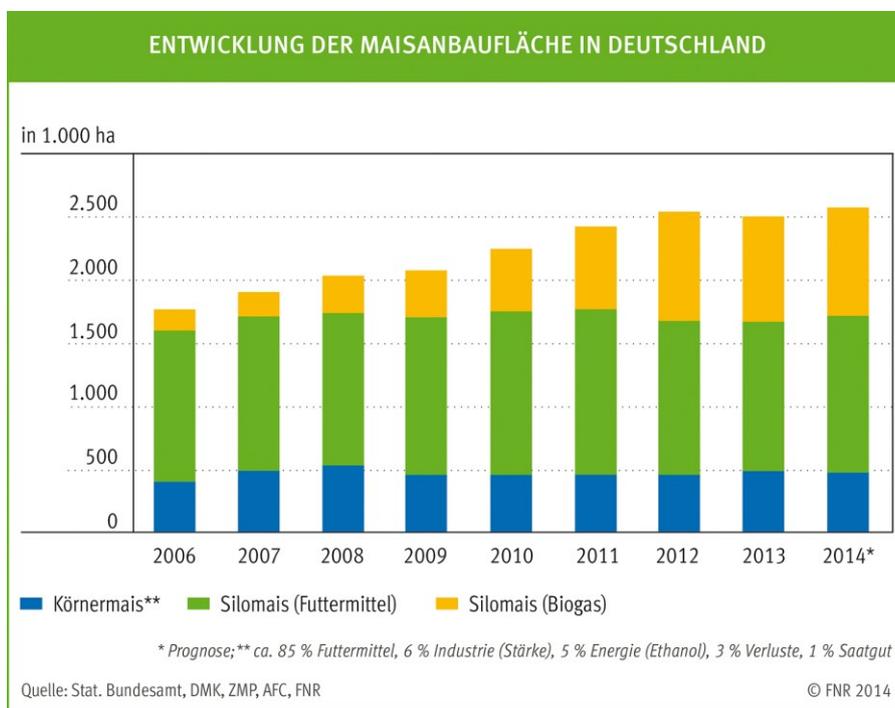
Durch die Einführung des Erneuerbare-Energien-Gesetzes im Jahre 2000 (EEG 2000) wurden starke Anreize für die Biogasproduktion und den damit verbundenen Biogasanlagenbau gesetzt. Diese Förderung der Biogasproduktion wurde mit der Novellierung des EEG im Jahr 2004 und der Neufassung im Jahr 2009 weiter ausgebaut (SCHEFTELOWITZ et al. 2014, GÖDEKE et al. 2011). Durch die Einführung des Nachwachsende-Rohstoffe (NaWaRo)-Bonus 2004 wurde vor allem der Anbau von Mais forciert, weil dieser preiswert im Anbau war und hohe Methanerträge liefert.

Der Einsatz von Gülle wurde nicht gefördert (Trockenfermentationsbonus). Dies hatte einen entsprechend höheren Substratbedarf für den Anlagenbetrieb zur Konsequenz (GÖDEKE et al. 2011). Mit der EEG-Novellierung 2009 wurde dann der Güllebonus zur Förderung der Vergärung von Gülle eingeführt (EEG 2009). Aufgrund des fortbestehenden NaWaRo-Bonus gab es jedoch keine Anreize, mehr als 30 % Gülle in die Anlagen einzuspeisen. Es entstanden hingegen Mitnahmeeffekte durch die Ausgestaltung des Bonussystems. So wurde eine Quersubventionierung des Maiseinsatzes durch einen 30%igen Gülleeinsatz möglich (GÖDEKE et al. 2011). Dies hatte einen starken Boom im Biogasanlagenbau und Anbau von Substrat – vorwiegend Mais – zur Folge (SCHEFTELOWITZ et al. 2014, GÖDEKE et al. 2011), vor allem in Veredelungsregionen (3N KOMPETENZZENTRUM NIEDERSACHSEN NETZWERK NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E.V. 2014a).

Mais ist aufgrund seiner hohen Trockenmasse- und Methanerträge (s.o.), seiner bewährten Anbauverfahren und guten Lagerfähigkeit als Silage seit Beginn des Biogasbooms unverändert die dominierende Anbaukultur in der Biogasproduktion (DEMUTH et al. 2014). So deckt die Maissilage derzeit 73% des „massebezogenen

Substrateinsatz nachwachsender Rohstoffe in Biogasanlagen“ ab (FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE (FNR) E.V. 2015). Von 2004 bis 2012 hat sich die Maisanbaufläche verdoppelt (SCHEFTELOWITZ et al. 2014). Abbildung 1 zeigt die Entwicklung des Maisanbaus von 2006 bis 2014 getrennt nach Körnermais, Silomais als Futtermittel und Silomais für die Biogasproduktion.

Wie Abbildung 1 zeigt, hat die Zunahme der Maisanbaufläche seit 2006 hauptsächlich zugunsten des Anbaus von Silomais für die Biogasproduk-



**ABBILDUNG 1 ENTWICKLUNG DER MAISANBAUFLÄCHE IN DEUTSCHLAND VON 2006 BIS 2014 (FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE (FNR) E.V. 2014)**

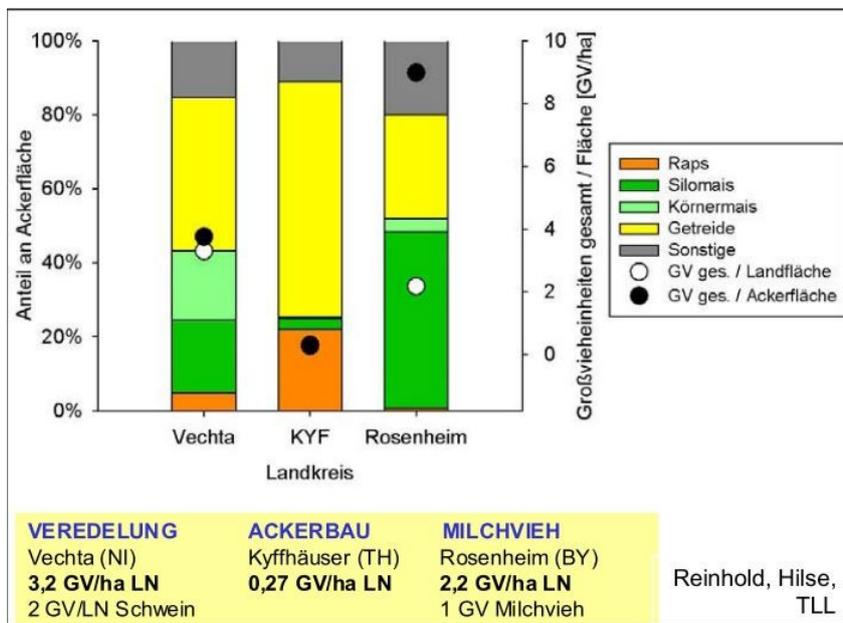


ABBILDUNG 2 „AGRARSTRUKTURBEDINGTE FRUCHTFOLGEN VERSCHIEDENER ANBAUREGIONEN IN DEUTSCHLAND“ (GÖDEKE ET AL. 2011).

tion stattgefunden. Der Anteil von Silo- und Körnermais zur Futterbereitstellung blieb hingegen konstant (FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE (FNR) E.V. 2014). Der Silomais als Futtermittel hat den größten Anteil an der Maisproduktion. Da er hauptsächlich als Futter in der Milchviehhaltung verwendet wird, weisen insbesondere Milchviehhaltungsregionen einen hohen Maisanteil auf (GÖDEKE et al. 2011). Milchvieh wird vor allem in Regionen mit mittlerer und niedriger Ertragsfähigkeit gehalten, da es dort keine Konkurrenz zum

Ackerbau darstellt. Regionen mit hoher Bodengüte und Ertragsfähigkeit werden hingegen eher vom Ackerbau dominiert (SCHEFTELOWITZ et al. 2014). Eine vergleichsweise hohe Quote von Körner- und Silomais weisen auch Veredelungsregionen auf, da der Mais hier (sowie zudem auch überregional) als Futtermittel beansprucht wird. Abbildung 2 stellt die Anbaukonzentration von Mais und weiteren Kulturarten anhand von drei Beispiel-Landkreisen für Ackerbau-, Milchviehhaltungs- und Veredelungsregionen dar. In Abbildung 3 sind die Zusammenhänge zwischen Viehhaltung, Maisanbau und Biogasproduktion kartographisch dargestellt.

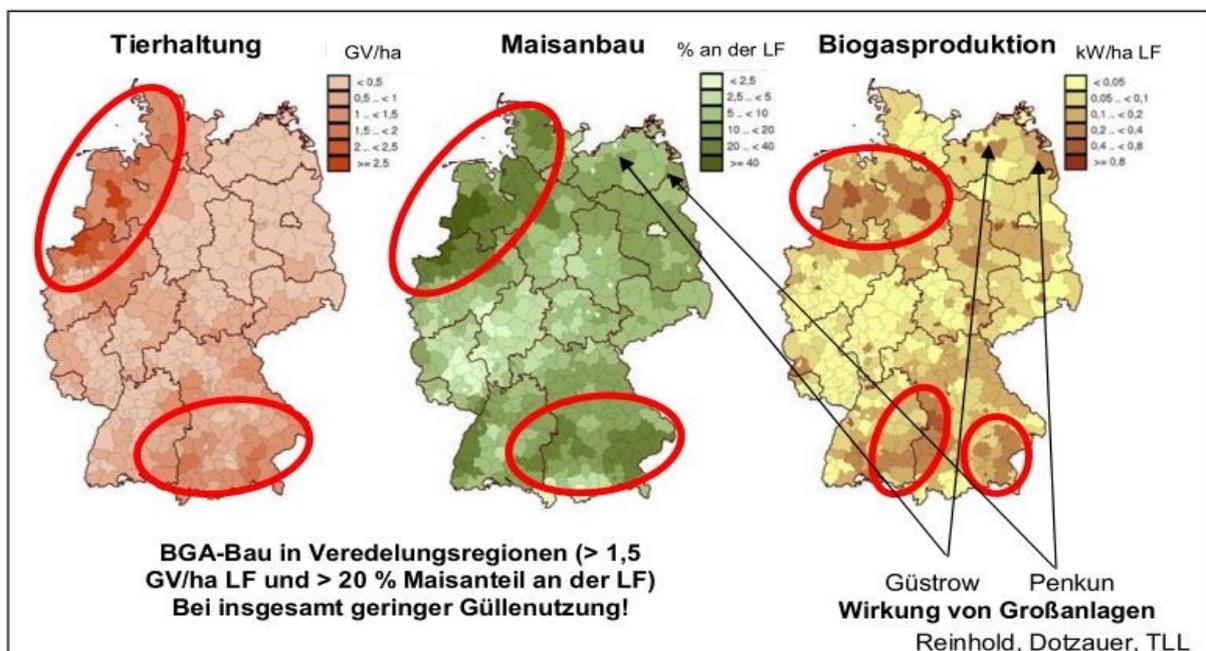


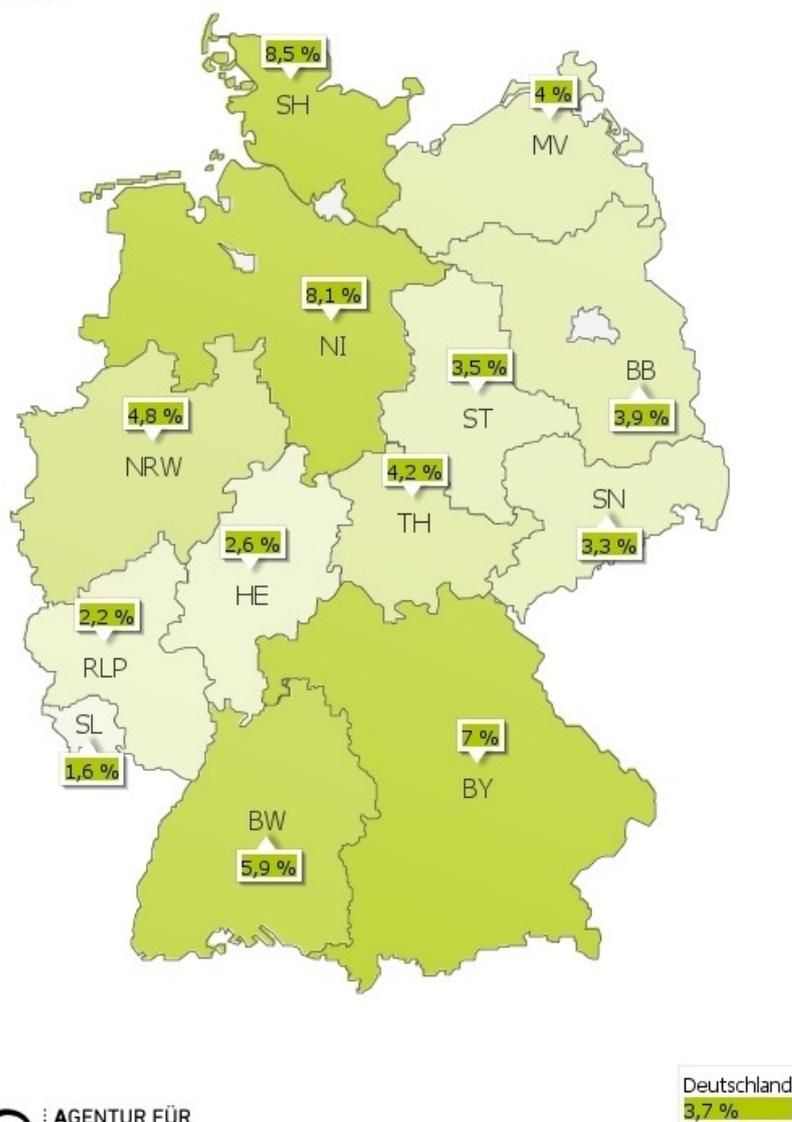
ABBILDUNG 3 „ZUSAMMENHÄNGE DER STRUKTURENTWICKLUNG VON TIERBESATZ (GV/HA), MAISANBAU (% DER LF) UND BIOGASANLAGENLEISTUNG (kW/HA LF) IN DEN LANDKREISEN, STAND 2010, QUELLE: BMELV 2010 UND STATISTISCHE LANDESÄMTER 2007 (NUR HESSEN)“ (GÖDEKE ET AL. 2011).

Laut (GÖDEKE et al. 2011) stimmen die Gebiete mit hohem Viehbesatz und hohem Maisanbau überein, die Menge elektrisch installierter Leistung durch Biogasanlagen (BGA) fügt sich hingegen weniger deutlich in dieses Muster ein. Allerdings korrelieren Gebiete mit geringer Viehdichte und Großanlagen mit einem hohen Maisanbau. Dennoch existieren auch Gebiete mit Großanlagen und gemäßigttem Maisanbau. Wenn auch Tendenzen zu erkennen sind, lässt sich ein pauschaler Zusammenhang zwischen installierter elektrischer Leistung und der Dimension der Maisanbaufläche nicht schlussfolgern (ebd.).

Regionale Unterschiede in der Ausdehnung des Maisanbaus zeigen sich sowohl auf Bundesland- (Abb. 4 und 5) als auch auf Landkreisebene (Abb. 3). In Schleswig-Holstein wird am meisten Mais für den Einsatz in BGA angebaut, gefolgt von Niedersachsen, Bayern, Baden-Württemberg und NRW (relative Werte, s. Abb. 4).

## Anteil der Fläche für den Anbau von Mais für Biogasanlagen an landwirtschaftlich genutzten Flächen

Jahr: 2011

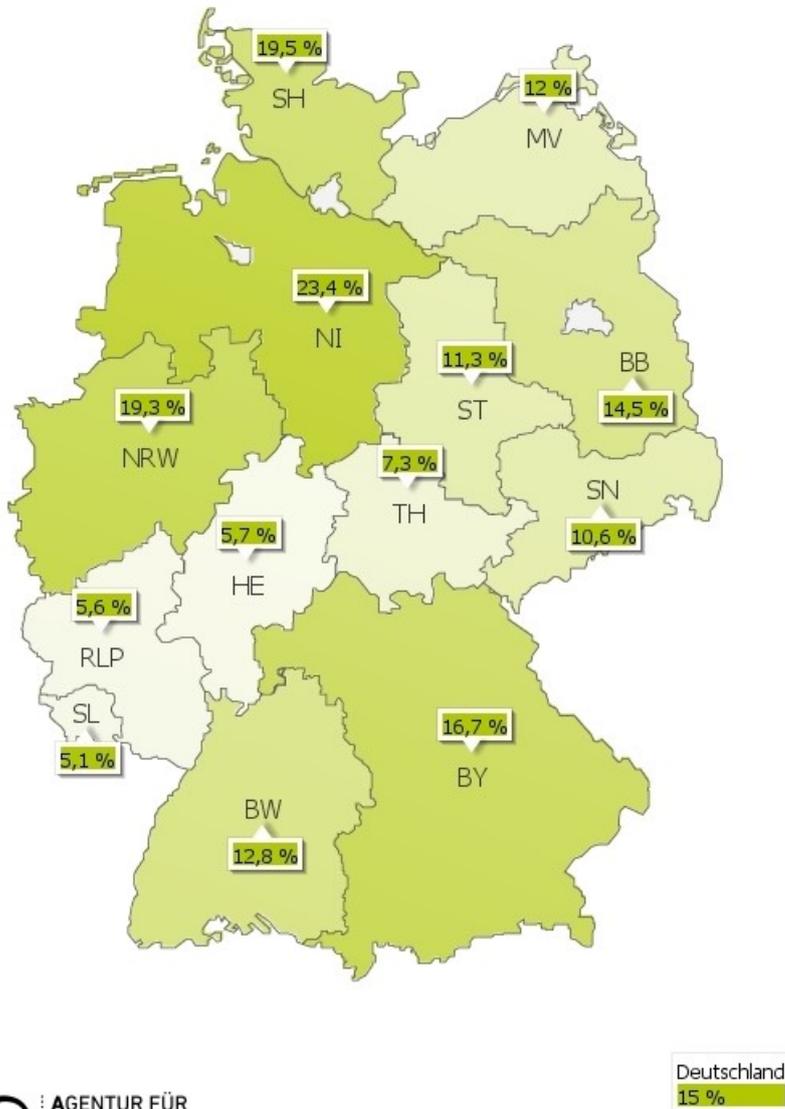


Die für potentielle Konflikte mit Natur und Landschaft relevantere Gesamtfläche mit flächenhaften Maisanbau (Abb. 5) ist jedoch vor allem in Niedersachsen, Schleswig-Holstein, NRW und Bayern größer.

Silomais für die Biogasproduktion macht gut ein Drittel des gesamten Maisanbaus in Deutschland aus (SCHEFTELOWITZ et al. 2014). Landkreise mit besonders hohen Maisanteilen sind vor allem in Nord-Westdeutschland, im Alpenvorland und im Allgäu zu finden (s. Abb. 3). Maiskonzentrationen über 50 % an der Ackerfläche konnten 2003 in nur zwei Landkreisen (Lindau am Bodensee und Wesermarsch), 2010 in 10 Regionen (zusätzlich für die niedersächsischen Landkreise Cuxhaven, Rotenburg (Wümme), Leer, Ammerland, Osterholz; für den Oberbergischen Kreis in NRW und für Garmisch-Patenkirchen

## Anteil der Fläche für den Anbau von Mais an landwirtschaftlich genutzten Flächen

Jahr: 2011



 AGENTUR FÜR  
ERNEUERBARE  
ENERGIEN  
www.foederal-erneuerbar.de

ABBILDUNG 5 "ANTEIL DER FLÄCHE FÜR DEN ANBAU VON MAIS AN LANDWIRTSCHAFTLICH GENUTZTEN FLÄCHEN" (AGENTUR FÜR ERNEUERBARE ENERGIEN OHNE JAHR).

der Silomaisanbau hingegen sogar um über 20 % an (ebd.). Zu bedenken ist bei den Zahlen von Scheftelowitz et al. (2014), dass es sich um den prozentualen Anteil an der Ackerfläche handelt. Im beschriebenen Zeitraum kam es auch zu hohen Grünlandverlusten. Daher wäre eine zusätzliche Betrachtung des Maisanteiles an der gesamten landwirtschaftlichen Fläche, zumindest hinsichtlich der Änderung der Anteile, für einen vollständigen Eindruck hilfreich.

Vor dem Hintergrund möglicher und tatsächlicher Auswirkungen eines überhöhten Maisanbaus auf Natur und Landschaft wurde mit der Novellierung des EEG im Jahr 2012 der sogenannte „Maisdeckel“ (§ 27 Abs. 5 EEG 2012) eingeführt. Dieser bezeichnet die Restriktion des maximal genehmigten Höchst-

und Rosenheim in Bayern) verzeichnet werden (ebd.). Diese hohe Maiskonzentration deckt ca. 2 % der deutschen Ackerfläche ab. Auf rund 3 % der deutschen Ackerfläche finden sich Maisanteile von über 40 %; auf etwa 11 % der Ackerfläche Maisanteile über 30 % (Stand 2010, ebd.).

Insgesamt nimmt der prozentuale Silomais-Anteil an der Ackerfläche in Deutschland zu. Zwischen 2003 und 2010 hat sich der Anteil des Silomais auf rund der Hälfte der Ackerfläche (55,5 %) um bis zu 5 % ausgedehnt. Auf 34 % der Ackerfläche nahm der Silomaisanbau zwischen 5 – 15 % zu. Nur auf 2,5 % der Ackerfläche sanken die Silomaisanbauraten. In den vier Landkreisen Celle, Rothenburg (Wümme), Heidekreis und Schleswig-Flensburg (insgesamt 4 % der Ackerfläche Deutschlands) stieg

teils von 60 % Mais als Einsatzstoff am gesamten Substrateinsatz einer BGA. Darüber hinaus sollte die Verringerung des Maiseinsatzes durch die in der Biomasseverordnung (BiomasseV) beschlossene Zusatzvergütung für alternative Pflanzenarten und Substrate (Einsatzstoffvergütungskategorie II, Anlage 3) angeregt werden. Als mögliche Einsatzstoffe werden im Rahmen der Zusatzvergütung Landschaftspflegematerial, Schnittgut von Blüh- und Ackerrandstreifen, Stroh, Winterrüben, Leguminosen, Durchwachsene Silphie sowie Rinder- und Schweinegülle genannt (DEMUTH et al. 2014). Die EEG-Novelle 2012 zeigte deutliche Wirkungen. Im Vergleich zu den Vorjahren ging der BGA-Neubau und Leistungszubau 2012 und 2013 spürbar zurück. Im Jahr 2013 belief sich der Zubau inklusive Anlagenerweiterung auf ca. 200 Anlagen bzw. 200 MWel (SCHEFTELOWITZ et al. 2014). 2014 gab es eine erneute EEG-Novellierung, die auf die Senkung der Kosten der EEG-Umlage abzielte. Durch den Wegfall der gesonderten Vergütung von Biomasse und des Gasaufbereitungsbonus ist auch der Biogassektor von entsprechenden Einsparungen betroffen. Auch mit der am 01.08.2014 in Kraft getretenen novellierten Fassung des EEG ist daher nur noch ein geringer Zubau an Biogasanlagen zu erwarten (ebd.). Niedersachsen weist nach wie vor die höchste installierte elektrische Leistung und die zweithöchste Anzahl an BGA in Deutschland auf (ebd.). Da Niedersachsen (neben dem nördlichen Schleswig-Holstein und Bayern) besonders von einem überhöhten Maisanbau und -zuwachs betroffen ist und sich die in der vorliegenden Arbeit behandelten Untersuchungsbetriebe und -regionen hier befinden, soll die Entwicklung des Biogaspflanzenanbaus in Niedersachsen gesondert betrachtet werden.

Seit 2003 hat der Maisanbau in Niedersachsen stark zugenommen. Allerdings gibt es regionale Unterschiede. Gebiete mit einer hohen installierten elektrischen Leistung in BGA liegen vor allem in der Geest und in der Heide. Die Ausdehnung des Substrat- und damit v.a. des Maisanbaus ist dabei parallel zum Zubau und/oder Erweiterung (installierte el. Leistung) der BGA verlaufen (MUREK 2013, 3N KOMPETENZZENTRUM NIEDERSACHSEN NETZWERK NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E.V. 2014a). Eine besonders hohe Biogasproduktion findet in den Tierhaltungsregionen Emsland, Cloppenburg und Diepholz sowie in der Mischregion Rotenburg-Bremervörde statt (3N KOMPETENZZENTRUM NIEDERSACHSEN NETZWERK NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E.V. 2014a). Im Zuge der unterschiedlichen EEG-Novellierungen und ihren sich mit den Boni-Systemen unterschiedlich entwickelnden Anreizsetzungen hat sich auch eine regionale Verlagerung der Biogasproduktionskonzentrationen ergeben. So überwog die Höhe der elektrisch installierten Leistung vor dem EEG 2012 in den Veredelungsregionen. Mittlerweile wurden die Veredelungsgebiete in ihrer elektrischen Leistung (340 MWel) jedoch knapp durch die Ackerbaustandorte (343 MWel) auf leichteren Böden überholt (ebd.). Auf Ackerstandorten mit höherer Bodengüte ist der Getreideanbau in der Regel immer noch ertragreicher als der Biogassubstratanbau und wird hier überwiegend bevorzugt, auch wenn es hier zum Teil unterschiedliche Entwicklungen in den einzelnen Landkreisen gibt. Die höchste Anlagen- und Leistungshöhe erbringt wie in den Vorjahren der Heidekreis (39 MWel). Danach folgen Celle (30 MWel), Gifhorn (29 MWel) und Nienburg (28 MWel). Die höchsten Maisanteile an der landwirtschaftlichen Fläche finden sich mit über 50 % in den Tierhaltungsregionen, die geringsten mit bis zu 3 % im südlichen Niedersachsen. Südniedersachsen hat dabei ebenfalls den geringsten Anlagenanteil (13 %) und die geringste installierte elektrische Leistung (14 %, 122,9 MWel) in Niedersachsen. Zugenommen hat die Biogasproduktion seit 2011 vor allem in der Region Hannover sowie in den Landkreisen Helmstedt und Göttingen (ebd.). In von Grünland geprägten Regionen konnten im Jahr 2013/2014 373 (335 in 2011) BGA und damit 24 % des niedersächsischen Anlagenbestandes verzeichnet werden. Diese Regionen produzierten dabei gemeinsam 194 MWel. In diesen Regionen finden auch Grasschnitt und anfallende Futterreste Einsatz in den BGA, sowie natürlich auch Gülle. Mais wird hier hauptsächlich für die Fütterung verwendet. In Cuxhaven wird beispielsweise von der gesamten Maisanbaufläche (27 %) nur 19 % für die Biogasproduktion verwendet. Ein Anlagenaus- und -zubau fand vor allem in den Landkreisen Cuxhaven, Aurich, Osterholz, Friesland und Wesermarsch statt (ebd.).

Das Hauptsubstrat niedersächsischer NaWaRo-Biogasanlagen (d.h. 96 % des niedersächsischen Anlagenbestandes, (3N KOMPETENZZENTRUM NIEDERSACHSEN NETZWERK NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E.V. 2014b) stellt mit 85-87 % der Energiemais dar (Betreiberbefragung DBFZ 2012 in (3N KOMPETENZZENTRUM NIEDERSACHSEN NETZWERK NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E.V. 2014a). In den Veredelungsregionen addiert sich der zusätzlich angebaute Mais für die Biogasproduktion zu den bereits bestehenden Maisanteilen für die Futterproduktion und wirkt sich hier negativ auf die Fruchtartendiversität aus (s.u.). Bei hoher Viehdichte und Konzentration von BGA bedeckt der Mais hier z.T. > 50 % der Ackerfläche. Der Energiemais hat in den Veredelungsregionen einen Anteil an der Gesamtmaisfläche von 19 % (Vechta) bis 39 % (Oldenburg). Auf den leichten Ackerstandorten, in der Lüneburger Heide verlaufen die Maisanteile zwischen 19 % (Uelzen) und 26 % (Heidekreis) mit Energiemaisanteilen an der gesamten Maisfläche von 48 % (Harburg) und 63 % in Celle. In Ackerbauregionen vermag er zu einer Diversifizierung der Fruchtfolgen beizutragen. Auch wenn in Südniedersachsen 50-90 % des angebauten Maises als Biogassubstrat verwendet werden, beläuft sich die Gesamtmaisfläche nur auf 6 % (Goslar, Göttingen – Stand 2011) bis 11 % (Schaumburg – Stand 2011). In der Region Hannover wurde die Biogasproduktion spürbar ausgeweitet, so dass auf 4 % der landwirtschaftlichen Fläche Energiemais angebaut wurde. Insgesamt weist die Region einen Maisanbau von 10 % an der landwirtschaftlichen Fläche auf. Dabei wurde der Biogasm Mais in einigen Ackerregionen in die bis dato zwei- bis dreigliedrige Fruchtfolge integriert. Dies zeigt, dass der Energiemaisanbau regional zu sehr unterschiedlichen Folgen für Natur und Landschaft führen kann.

Mit der Biogasproduktion wurden jedoch auch neuartige Anbauformen eingeführt. Für den Einsatz als Ganzpflanzensilage (GPS) wurden spezielle Zuchtformen von Roggen und Triticale angebaut. Diese wurden schon vor der üblichen Getreideernte zur Kornnutzung während der Teigreife als Ganzpflanzen mit Häckslern gemäht, um als Substrat für die Biogasanlagen einsiliert zu werden. Auch Grünroggen findet vermehrt Einsatz als Biogassubstrat. Der Grünroggen wird im Herbst nach der Hauptfrucht gesät und kann im Frühjahr, vor dem Anbau der nächsten Hauptfrucht geerntet werden. Damit bleibt er jedoch statistisch unerfasst, so dass sich sein tatsächliches Einsatzvolumen nicht bestimmen lässt (MUREK 2013). Aus den vorliegenden Daten über den eingesetzten Maisanteil am gesamten Biogassubstrat lässt sich jedoch eine ungefähre Relevanz erschließen.

Der starke Ausbau der Maisproduktion für den Einsatz in BGA, insbesondere in Veredelungsregionen, ist vor allem der Kopplung des Güllebonus an den NaWaRo-Bonus geschuldet. Diesem Fehlanreiz sollte mit entsprechenden Novellierungen der EEG 2012 und 2014 entgegengewirkt werden (3N KOMPETENZZENTRUM NIEDERSACHSEN NETZWERK NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E.V. 2014a).

## 2.2 Mögliche Wirkfaktoren des Biogaskulturenanbaus mit Relevanz für den Arten- und Klimaschutz

Auch wenn sich der Biogaskulturenanbau nicht per se negativer auf Natur und Landschaft auswirkt als der Nahrungs- und Futtermittelanbau, so gibt es in einigen Aspekten doch Unterschiede mit möglicher Relevanz für den Naturschutz, vor allem hinsichtlich

- der Einführung neuer, bzw. umfassenderen Nutzung bestimmter Arten (z.B. Sorghum, Miscanthus, Silphie (FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE (FNR) E.V.), Sudangras etc.),
- neuer (GLEMNITZ et al. 2014), aber auch verengter oder aber auch vielfältigerer Fruchtfolgen (SCHEFTELOWITZ et al. 2014),
- in neuen Anbauformen (Ganzpflanzensilage (GPS), Zweikulturnutzung, Untersaaten/Mischfruchtanbau etc. (FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE (FNR) E.V.) und damit verbunden auch

- abweichenden Ernte- und Bearbeitungszeiten und -praktiken (PEYKER et al. 2010, SCHEFTELOWITZ et al. 2014) und
- veränderte Düngung (intensive Gärresterückführung) und Pestizideinsatz (insgesamt reduzierter Pestizideinsatz (GLEMNITZ et al. 2014)).

Jedoch sind nicht nur die Unterschiede der Wirkfaktoren zwischen dem Nahrungs-/Futtermittel- mit dem Energiepflanzenanbau für die Naturgüter relevant. Auch im Vergleich zum Nahrungs-/Futtermittelanbau gleiche Schadwirkungen des Energiepflanzenanbaus sollten betrachtet werden. Besonders bedeutsam ist dabei auch der Einfluss kumulativ auftretender Wirkfaktoren. Der kumulative Druck der gestiegenen Nachfrage nach Ackerland – sowohl für den Nahrungs-/Futtermittel- als auch für den Energiepflanzenanbau hat so z.B. (neben anderen Wirkfaktoren, s.u.) beträchtlichen Einfluss auf die für zahlreiche Landschaftsfunktionen relevanten Grünland- (NIEDERMEIR-STÜRZER et al. 2012) oder Randlinienstrukturanteile (s.u.).

### *2.2.1 Landnutzungsänderung - Grünland*

Grünland, und dabei vor allem älteres (Dauergrünland), extensiver genutztes Grünland, ist von besonderer Bedeutung für den Erhalt unterschiedlicher Landschaftsfunktionen (s.u.). Der Anteil von Dauergrünland an der landwirtschaftlichen Nutzfläche ist in den letzten Jahren jedoch dramatisch geschrumpft (GÖDEKE et al. 2011, SCHEFTELOWITZ et al. 2014, NITSCH et al. 2010). Unter den Begriff Dauergrünland fallen nach Art. 2 c der Verordnung (EG) 1120/2009 solche Flächen, „die durch Einsaat oder auf natürliche Weise (Selbstaussaat) zum Anbau von Gras oder anderen Grünfütterpflanzen genutzt werden und mindestens fünf Jahre lang nicht Bestandteil der Fruchtfolge des landwirtschaftlichen Betriebs waren“ (5-Jahres-Regelung). Um diese Flächen zu schützen, wurde 2005 ein Dauergrünlanderhaltungsgebot im Rahmen der Cross-Compliance-Regelung eingeführt. Dabei wurde der Erhalt der Direktzahlungen für Landwirte an die Bedingung des Erhalts der nach Art. 2 c der Verordnung (EG) 1120/2009 förderungsrechtlichen Dauergrünlandflächen geknüpft (SCHEFTELOWITZ et al. 2014). Die Bundesländer haben sich mit der Cross-Compliance-Regelung verpflichtet, nicht mehr als 5 % der im Referenzjahr 2003 vorhandenen Dauergrünlandflächen umbrechen zu lassen. Wird die 5 %- Grenze überschritten, benötigen Landwirte eine Sondergenehmigung zum Grünlandumbruch. Werden mehr als 8 % der Grünlandflächen im Vergleich zum Jahr 2003 umgebrochen, kann eine Wiederansaat des Grünlandes an gleicher oder anderer Stelle erfolgen. Bei mehr als 10% ist dies verpflichtend (z.B. Niedersachsen, Verordnung zur Erhaltung von Dauergrünland). Da die Bundesländer Schleswig-Holstein (2008), Niedersachsen (2009), Nordrhein-Westfalen (2011) und Rheinland-Pfalz diese von der EU gesetzten Grenzen überschritten hatten, mussten sie die Verordnung über die Genehmigungspflicht zum Umbruch von Dauergrünland verhängen. In Bayern wurde 2014 das Inkrafttreten einer solchen Genehmigungspflicht zum Ende des Jahres 2015 bekannt gegeben. Gesetzlich ist die Genehmigungspflicht in Baden-Württemberg seit 2011, in Mecklenburg-Vorpommern seit 2012 und in Schleswig-Holstein seit 2013 vorgegeben (SCHEFTELOWITZ et al. 2014). Der Anteil an Dauergrünland an der landwirtschaftlichen Nutzfläche hat sich in den einzelnen Bundesländern unterschiedlich entwickelt (ebd.). Die höchsten Grünlandverluste haben Rheinland-Pfalz (-7,9 %), Nordrhein-Westfalen (-5,5 %) und Bayern (-5,4 %) zu verzeichnen (UMWELTBUNDESAMT (UBA) 2015b). Diese Bundesländer überschreiten damit z.Z. als einzige die von der EU maximal genehmigte Verlustrate von 5 % Dauergrünland im Vergleich zum Referenzjahr 2003. Schleswig-Holstein, das das erste Bundesland mit einer Verordnung (2008) und später einem Gesetz (2013) zum Dauergrünlandschutz war, hat seinen Dauergrünlandanteil mittlerweile erhöht, so dass die 5 %-Verlustrate seit 2013 wieder unterschritten wird (aktuell bei -3,4 %; (ebd.)). Dies gilt auch wieder für Niedersachsen, dass seit 2014 wieder einen Dauergrünlandanteil von 4,9 % aufweist (ebd.). Einen Zugewinn an Grünland weist derzeit nur Hessen (+0,8 %) auf. In Brandenburg/Berlin hält sich der Dauergrünlandanteil auf dem Level von

2003 (0 % Veränderung). Im gesamtdeutschen Durchschnitt nahm der Dauergrünlandanteil an der beihilfefähigen landwirtschaftlichen Nutzfläche im Jahr 2013 um 3,8 % im Vergleich zu 2003 ab (SCHEFTELOWITZ et al. 2014). Im Jahr 2014 ist die Dauergrünlandfläche Deutschlandweit wieder um 150.000 ha bzw. 1 % gestiegen. Dennoch hat sie im Vergleich zum CrossCompliance Referenzjahr 2003 auch in 2014 deutlich abgenommen (UMWELTBUNDESAMT (UBA) 2015b). Vergleiche zwischen den Daten zur Beantragung der Flächenprämie (InVeKoS) und den Daten des statistischen Bundesamts zeigen jedoch große Unterschiede für die Dauergrünlandverlusten für die einzelnen Bundesländer. Dies liegt unter anderem daran, dass die InVeKoS-Daten nur die förderrechtlichen Dauergrünlandflächen betrachten (NITSCH et al. 2010).

Der Substratanbau für die Biogasproduktion wurde in der Vergangenheit als eine der Ursachen für die hohen Grünlandverluste in Niedersachsen oder Sachsen (aber auch Zunahmen in anderen Bundesländern) diskutiert (z.B. STIEPEL et al. 2006, LIND et al. 2009). Andere Quellen stellen den Zusammenhang zwischen dem ausgedehnten Energiepflanzenanbau und dem Grünlandumbruch jedoch in Frage. So sehen (GÖDEKE et al. 2011) nur einen tendenziellen Zusammenhang zwischen Grünlandumbruch und Maisanbau. Ein solcher Zusammenhang sei nur schwer zu belegen, „[...] da die Veränderung statistischer Erhebungsgrenzen objektive Zeitreihenvergleiche erschweren“ (ebd.). Auch Laggner et al. (2014) sehen keinen eindeutigen statistisch erwiesenen Beleg dafür, dass der vermehrte Maisanbau für die Biogasproduktion zur Verdrängung des Grünlandes geführt habe. Die bisherigen Rückschlüsse auf einen Kausalzusammenhang zwischen Maisanbau und Grünlandumbruch stützten sich ihrer Ansicht nach vielmehr auf regionale Fallstudien, Einzelfallbeobachtungen und allgemeine Befunden. Ein Zusammenhang zwischen Maisanbau und Grünlandumbruch wird nach Laggner et al. (2014) von anderen Quellen zumeist wie folgt begründet:

- Der Energiemaisanbau sei aufgrund seiner komparativen Kostenvorteile gegenüber anderen Kulturen durch das EEG (2004- und 2009-Novellierung) stark bezuschusst worden (vgl. GÖMANN et al. 2010, GÖDEKE et al. 2011). Dadurch kam es bis zum neuen EEG 2012 zu einer signifikanten Ausdehnung des Silomaisanbaus in Deutschland (+ 0,78 Mio. ha, LAGGNER et al. 2014), und das trotz einer zeitgleichen Abnahme der Rinderbestände (– 633.000 Stück; ebd.);
- Parallel dazu kam es zu großen Verlusten von Grünlandflächen, auch in Gegenden mit hohen und gleichbleibenden Rinderbeständen (SCHRAMEK et al. 2012).

Ob dieses Zusammentreffen einzelner Faktoren jedoch auch ein Beleg dafür ist, dass der vermehrte Biogaskulturenanbau die hohen Grünlandumbruchraten unmittelbar (d.h. auf der umgebrochenen Fläche selbst wird Mais als Biogassubstrat angebaut) bedinge, sei jedoch fraglich (LAGGNER et al. 2014). Scheftelowitz et al. (2014) begründen den parallelen Rückgang von Grünland und Viehbeständen (s.o.) mit einer zunehmend intensiveren Viehhaltung. Diese sei geprägt von wachsenden Herdengrößen mit steigender Milchleistung und zunehmender Stallhaltung. Dadurch steige der Anteil an verfütterter Maissilage im Vergleich zur Grünlandnutzung durch Beweidung und Mahd. Es gäbe somit eine geringere Verwendung für Grünland. Hingegen wirkt sich die Verwendung von Grassilage als Biogassubstrat positiv auf die Grünlandflächenerhaltung aus. Dieses Potential ist jedoch begrenzt (ebd.).

Im Vergleich der gesamtdeutschen Flächenanteile für Grünland und Mais auf Gemeindeebene, lässt sich zwischen dem Grünlandschwund und der Maisflächenzunahme kein signifikanter Zusammenhang erkennen (LAGGNER et al. 2014). So nahmen in 28 % der Gemeinden sowohl der Grünlandanteil als auch der Maisanteil ab, in 19 % der Gemeinden hingegen nahm beides zu. Auf der anderen Seite war jedoch auffällig, dass in den Gemeinden, in denen der Maisanteil um mehr als 5 % zunahm, keine Zunahme beim Grünland

zu verzeichnen war (ebd.). Dies ist z.B. für Niedersachsens relevant, da der Anteil der Nachwachsenen Rohstoffe, die zumeist aus Mais bestehen (s.o.) hier in vielen Regionen > 5 % angestiegen ist (MUREK 2013, unveröffentlicht).

Auch indirekte Effekte stellen Laggner et al. (LAGGNER et al. 2014) in Frage. Eine indirekte Landnutzungsänderung kann durch vermehrten Maisanbau für die Biogasproduktion bedingt sein, so dass in der Folge weniger Fläche für den Nahrungs- und Futtermittelpflanzenanbau zur Verfügung steht. Im Zuge einer solchen Flächenkonkurrenz haben sich vielerorts bereits die Pachtpreise erhöht (EMMANN & THEUVSEN 2012, HABERMANN & BREUSTEDT 2011). Da die Biogasproduktion durch die Förderung des EEG (v.a. bis zur EEG-Novelle 2012) gegenüber anderen landwirtschaftlichen Produktionszweigen wettbewerbsfähiger war, konnten sie theoretisch eher mit den steigenden Pachtpreisen konkurrieren. Im Gegenzug mussten andere Betriebe, die diese Preiserhöhung nicht mehr verkraften konnten, ihre Flächen eventuell abgeben. Um den Verlust von Ackerflächen auszugleichen, kann es sein, dass einige dieser Betriebe im Gegenzug Grünland umgebrochen haben (LAGGNER et al. 2014). Laggner et al. (2014) bezweifeln die Relevanz des Einflusses solcher indirekter Zusammenhänge. Sie räumen jedoch ein, dass umgebrochene Grünlandflächen in der Folge häufig zur Kultivierung von Mais für andere Zwecke verwendet werden. Dies bestätigen auch Nitsch et al. (2010) und Murek (2013), für Niedersachsen). Laut Nitsch (2010) werden mehr als 50 % der umgebrochenen Grünlandflächen in der Folge mit Mais bestellt. Besonders auffällig ist dies in den Intensivtierhaltungsgebieten im Nordwesten Deutschlands (UMWELTBUNDESAMT (UBA) 2015b, MUREK 2013). Untersuchungen von Emmann und Theuvsen (2012) zufolge, steigen die Ackerpachtpreise jedoch sowohl in veredelungsstarken als auch in viehschwächeren Landkreisen in Regionen mit hoher Biogasanlagendichte. Die Biogasproduktion habe starken Einfluss auf die Pachtmärkte und erhöhe damit die Flächennutzungskonkurrenz. Diese Tendenz konnte sogar für einen gleichbleibenden oder rückläufigen und dabei weit unter dem Landesdurchschnitt liegendem Viehanteil beobachtet werden (ebd.).

In Niedersachsen kam es zwischen 2003 und 2012 zu einer deutlichen Abnahme des Grünlandbestandes um 70.000 ha (im Jahr 2014 waren es noch ~ 50.000 ha weniger als 2003; (UMWELTBUNDESAMT (UBA) 2015b) und der Stilllegungsfläche um 130.000 ha, bei einer gleichzeitigen Zunahme der Ackerfläche um 90.000 ha (MUREK 2013). Der Anbau von Mais als Biogassubstrat hat von 2004 bis 2011 um über 200.000 ha zugenommen (AURBACHER et al. 2012). Laut Murek (2013) ging der Maiszuwachs insgesamt auch zu Lasten der Grünlandflächen. Ein genauer Zusammenhang zwischen der starken Ausdehnung des Maisanbaus für die Biogasproduktion und dem Grünlandumbruch kann bislang jedoch weder eindeutig belegt noch widerlegt werden. Die statistische Datengrundlage lässt hier häufig keine eindeutigen Schlüsse zu (NITSCH et al. 2010, LAGGNER et al. 2014, GÖDEKE et al. 2011). Laut Scheftelowitz (2014) sei es jedoch „offensichtlich, dass die steigende Flächennachfrage auch die Entwicklung des Dauergrünlands beeinflussen kann und letztlich zum Verlust dieser Flächen führt.“ Auffällig in Niedersachsen ist zudem der gleichzeitig mit dem Grünlandschwund ansteigende Anteil des Ackergrasbestandes. Die zugenommenen Ackergrasflächen entsprechen in etwa der Hälfte des Grünlandschwundes. Ein antragsstrategischer Hintergrund ist bei der Grünlandumwandlung ebenfalls nicht auszuschließen (MUREK 2013).

Eine eindeutige Kausalität zwischen Grünlandumbruch besteht in der Situation eines Betriebswechsels. So könnte ein übernehmender Betriebsinhaber keine Verwendung für die Grünlandfläche haben oder eine andere Flächennutzung für rentabler befinden (LAGGNER et al. 2014). Der Einstieg in die Biogasproduktion führt jedoch häufig zur Aufgabe der Milch- und Rindfleischproduktion (EMMANN & THEUVSEN 2012) und kann damit ggf. auch mit einem Betriebswechsel verbunden sein, zumindest aber mit Grünlandumbruch, wenn

der Grünlandschnitt nicht in dem Ausmaß für die Biogasanlage wie in vorher bestehender Viehhaltung verwertet wird.

### 2.2.2 Kulturartenvielfalt und Fruchtfolge

Zwischen 2003 und 2013 hat sich die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche verkleinert. Dies ist vor allem dem steigenden Flächenbedarf von 70 ha pro Tag für Siedlungs- und Verkehrszwecke zuzuschreiben (UMWELTBUNDESAMT (UBA) 2015b). Die Ackerlandfläche konnte sich dennoch geringfügig erhöhen, da die Flächenverluste zum Teil durch Grünlandumbruch kompensiert wurden (SCHEFTELOWITZ et al. 2014, MUREK 2013). Neben den Grünlandverlusten waren aus ökologischer Sicht vor allem die Verluste von Stilllegungsflächen (130.000 ha in Niedersachsen, (MUREK 2013)) bedeutsam, die mit Aufhebung der Stilllegungsverpflichtung ab dem Jahr 2008 erfolgten. Weitere Flächenverluste in Deutschland betrafen Hack- und Hülsenfrüchten, Sommerweizen, Gerste, Hafer und Triticale. Auf der anderen Seite nahm vor allem die Fläche für Silomais, Ackergras und Winterraps zu. Ebenfalls stieg der Anteil des Roggen-, Körnermais- und Winterweizenanbaus (SCHEFTELOWITZ et al. 2014). Auch in Niedersachsen hat der steigende Maisanteil zur Verdrängung weiterer Ackerkulturen, insbesondere der Getreidefläche (- 143.000 ha), geführt, wobei es sich dabei vor allem um Sommerweizen handelt. Der Anteil an Winterweizen hat in Niedersachsen ebenso wie auf Bundesebene hingegen noch zugenommen (MUREK 2013). Der Sommergetreideanbau verliert immer mehr an Bedeutung, der Anbau von Hafer oder Sommermengegetreide sind fast ganz verschwunden. In der Folge des verstärkten Maisanbaus wurde die Ackerfläche für andere Kulturarten stark reduziert. Auf diesen Flächen werden nun vermehrt höherwertige Kulturen wie Winterweizen und Raps angebaut. Damit erfolgt eine Konzentration auf weniger und höherwertige Fruchtarten (ebd.).

Je nach Produktionsschwerpunkt und Ausmaß des Energiepflanzenanbaus wirkt sich der vermehrte Maisanbau unterschiedlich auf die Fruchtartendiversität und Fruchtfolgen aus. So führt der Anbau von Mais für die Biogasproduktion auf der Landschaftsebene in Veredelungsregionen Niedersachsens eher zu einer Verengung der Kulturartenvielfalt (vgl. 3N KOMPETENZENTRUM NIEDERSACHSEN NETZWERK NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E.V. 2014a). In reinen Ackerbauregionen mit höherer Bodengüte hat der Maisanbau für die Biogasproduktion hingegen eher eine erhöhte Fruchtartendiversität zur Folge (RÜHMKORF et al. 2011, KARPENSTEIN-MACHAN & WEBER 2010). Auf Ebene des Einzelschlages stellten Rühmkorf et al. (2011) für eine reine Ackerbauregion in der Börde jedoch eine stark maisbetonte Fruchtfolge auf Flächen zur Biogassubstratgewinnung fest. Dies konnte auch für einen im Rahmen der vorliegenden Forschungsarbeit untersuchten Testbetrieb festgestellt, der ebenfalls in der Börde liegt.

Verdrängungseffekte können nicht nur absolut für einen Planungsraum (Gesamtanteil einer Fruchtart z.B. pro Landkreis), sondern auch in einzelnen Abschnitten dieses Planungsraumes erfolgen. So ist es beispielsweise möglich, dass es zwar auf Landkreisebene nicht zu einer starken Erhöhung des Maisanteiles gekommen ist, aber zu einer starken Konzentration der Maisfläche in bestimmten Bereichen des Landkreises. Eine starke Konzentration des Maisanbaus erfolgt im Zuge der Biogasproduktion häufig in direktem Umkreis der Biogasanlage (RÜHMKORF et al. 2011, WIEHE et al. 2010), da dies aufgrund kürzerer Transportwege logistische Vorteile erbringt. Dadurch kommt es zu einer verengten Fruchtfolge und Fruchtartenvielfalt im direkten Umkreis der Biogasanlage.

### 2.2.3 Verdrängung von Randlinieneffekten und Kleinstrukturen

Je höher der Anteil einer Kulturart in der Landschaft, desto höher ist auch die Wahrscheinlichkeit, dass diese auf aneinander angrenzenden Flächen angebaut wird (RÜHMKORF et al. 2011). Auf diese Weise vergrößert sich der Schlag und für die Arten der Agrarlandschaft bedeutsame Randlinieneffekte verschwinden (s.u.).

Dies ist in der Regel unabhängig von der Kulturart und gilt genauso für den weiträumigen Winterweizenanbau wie für den weiträumigen Maisanbau.

Durch seine Auswirkung auf eine gesteigerte Nachfrage landwirtschaftlicher Nutzfläche hat die Ausdehnung des Energiepflanzenanbaus in einigen Regionen zur quantitativen und qualitativen Verringerung von Kleinst- und Restflächen wie u.a. Gewässerrandstreifen, Zwickel, Ackerrandstreifen, Säume und Wegränder beigetragen (SCHÜMANN 2010, THRÄN et al. 2011, SCHEFTELOWITZ et al. 2014). Das Ausmaß dieses Schwundes von Flächen mit z.T. bedeutender Habitat- und Habitatvernetzungsfunction für etliche Arten der Agrarlandschaft (s.u.) lässt sich aufgrund mangelnder Daten und Informationen noch nicht quantifizieren (SCHEFTELOWITZ et al. 2014).

## 2.2.4 Anbauverfahren

### 2.2.4.1 Ganzpflanzensilage (GPS)

Die Ganzpflanzensilage (GPS) findet sowohl in der Tierfütterung als auch als Gärsubstrat für die Biogasanlage Verwendung. In der Bewirtschaftung unterscheiden sich diese beiden Nutzungsrichtungen v.a. in der Schnitthöhe: GPS als Biogassubstrat wird mit einem höheren Schnitt geerntet als GPS für die Fütterung, da dies zu einem günstigeren Energiegehalt führt (PEYKER et al. 2010). Die Methanerträge von Getreide-GPS und Mais sind zwar vergleichbar, der Trockenmasseertrag des Getreide-GPS liegt jedoch deutlich unter dem des Mais. Mit dem Anbau von Getreide-GPS lassen sich jedoch maisbetonte Fruchtfolgen auflockern bzw. diversifizieren. Dies dient auch dem Erhalt der Bodenfruchtbarkeit und damit des langfristigen Ertragspotentials (STICKSEL 2010). Als GPS angebaute Gerste hat den ökonomischen Vorteil, dass sie aufgrund der frühen Ernte im Vergleich zur Körnerernte einen Zweitfruchtanbau ermöglicht. Triticale und Roggen sind i.d.R. aufgrund ihres ca. vier Wochen späteren Erntetermins wesentlich ertragsstärker; hier sind allerdings Sortenunterschiede zu beachten (BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR WALD UND FORSTWIRTSCHAFT (LWF)). Die höchsten Erträge liefern spät-reife Arten wie Winter-Triticale und Winter-Weizen (STICKSEL 2010). Grünschnittroggen stellt eine gute Vorfrucht für Silomais dar und wird daher häufig als GPS kultiviert. Getreide zur GPS- und zur Kornnutzung unterscheiden sich im Hinblick auf Bodenbearbeitung, Saatbettbereitung, Saatechnik und Standortunterschiede nicht (ebd.). Die für Flora und Fauna, Bodenschutz u.a. relevanten Unterschiede bestehen vor allem im Erntezeitpunkt bzw. in der Bodenbedeckung (s. auch WIEHE et al. 2010). So wird GPS schon zwischen der Milch- und Teigreife geerntet und damit zwischen Mai und Juni (STICKSEL 2010), während Getreide für die Futter- und Nahrungsmittelverwendung erst in der Gelb- oder Vollreife geerntet werden.

### 2.2.4.2 Zweikulturenanbau

Der Zweikulturenanbau ist ein typisches Anbauverfahren im Energiepflanzenanbau. Dass die Winterkultur für die energetische Nutzung bereits vor ihrer Körnerreife zwischen Milch- und Teigreife geerntet werden kann, ermöglicht den zusätzlichen Anbau einer Sommerkultur innerhalb eines Jahres (KARPENSTEIN-MACHAN & STUELPNAGEL 2000).

Im Zweikulturenanbau werden zwei unterschiedliche Anbaustrategien mit dem Ziel möglichst hoher Erträge praktiziert. In der ersten Variante wird die Erstfrucht (z.B. Grünroggen, Welsches Weidelgras) möglichst früh (Ende April, Anfang Mai) geerntet, damit die Zweitfrucht - zumeist Silomais – möglichst lange ausreifen kann, um hohe Erträge zu bilden. Die zweite Anbaualternative zielt im Umkehrschluss auf einen möglichst hohen Ertrag der Erstfrucht ab, bei gleichzeitig ausreichender Entwicklungszeitraum für die Zweitkultur. Welches Verfahren bevorzugt wird, hängt dabei vor allem von den Standortfaktoren und dabei insbesondere von einer ausreichenden Wasserversorgung in den Sommermonaten ab (LANG et al. 2007). Neben Mais sind z.B. Zuckerhirse, Sonnenblumen, Sudangras etc. weitere mögliche Zweitkulturen (ebd.).

### 2.2.5 Veränderter Düngemittel- und Pflanzenschutzmitteleinsatz

Der Energiepflanzenanbau weist einen anderen Bedarf an Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln (PSM) auf als der Anbau von Kulturen zur Futter- und Nahrungsmittelproduktion. Die beanspruchte Qualität des Energiepflanzensubstrates unterliegt nicht so hohen Standards wie Nahrungs- und Futtermittelkulturen. In der Produktion von Biogaskulturen werden somit weniger Pestizide benötigt (KARPENSTEIN-MACHAN & WEBER 2010, FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE (FNR) E.V. 2010). Einen geringeren PSM-Bedarf ergab auch die Auswertung von Behandlungsindizes und -häufigkeiten für den Energiemais im Vergleich zu anderen Hauptkulturen (SCHEFTELOWITZ et al. 2014). Für die als Biogassubstrat neu eingeführten Kulturen Durchwachsene Silphie (*Silphium perfoliatum*), Topinambur (*Helianthus tuberosus*) und Kulturen für Kurzumtriebsplantagen (KUP) mangelt es bislang an Daten über den PSM-Einsatz, so dass hierzu keine Aussage getroffen werden kann. Einzelstudien weisen jedoch darauf hin, dass für den Anbau von GPS weniger PSM benötigt werden, da Beikräuter hier weniger problematisch sind und die GPS früher geerntet wird (z.B. KARPENSTEIN-MACHAN & WEBER 2010). Um beurteilen zu können, ob der Energiepflanzenanbau mit einem geringeren oder höheren PSM- und Düngemittelsatz einhergeht, ist es jedoch immer wichtig, diese Kulturen mit den substituierten zu vergleichen (SCHEFTELOWITZ et al. 2014). Erweitern die eingesetzten Energiepflanzen die Fruchtfolge (Schlagebene) und Fruchtartenvielfalt (Landschaftsebene) hinsichtlich des „Genpools“ durch neue Arten und Sorten, reduziert dies die Gefahr der Ausbreitung von Schadorganismen wie z.B. Rost oder Mehltau (HARTMANN & KALTSCHMITT 2002). Dadurch kann der Einsatz von PSM verringert werden. Verengen sich Fruchtfolge und Fruchtartenvielfalt durch zunehmende Gesamtanteile einer Fruchtart (z.B. Energiemaisanbau in Regionen mit bereits höherem Maisanteil, z.B. als Futtermittel), wächst im Umkehrfall jedoch auch das Risiko eines Befalls mit Schadorganismen wie z.B. dem Maiszünsler (*Ostrinia nubilalis*) und damit auch der Bedarf an PSM (LUCK & SCHÜMANN 2010).

Biogaskulturen weisen ebenfalls z.T. einen geringeren Düngemittelbedarf auf. So verringert sich die ausgebrachte Wirtschaftsdüngermenge. Wird die Biogasanlage jedoch neben den Energiepflanzen ebenso mit Wirtschaftsdüngern gespeist, kommt es zu einer erhöhten Nährstoffmenge im Zuge der Gärresteausbringung (SCHEFTELOWITZ et al. 2014).

### 2.3 Mögliche Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus auf den Arten- und Klimaschutz

Unter dem Stichwort „Vermaisung der Landschaft“, wird der Energiepflanzenbau häufig mit dem Maisanbau gleichgesetzt. Tatsächlich ist der Anteil anderweitig in Biogaseinlagen eingesetzter Substrate in Niedersachsen relativ gering (ca. 15 %; (3N KOMPETENZZENTRUM NIEDERSACHSEN NETZWERK NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E.V. 2014a). Dennoch wird Mais ebenfalls zu Zwecken der Futtermittelproduktion kultiviert, und das sogar zum überwiegenden Teil in Niedersachsen (s.o.). Welche Auswirkungen des Maisanbaus, aber auch des Anbaus anderer Substrate lassen sich nun also speziell der Biogasproduktion zuschreiben, bzw. ist das überhaupt möglich oder erforderlich? Um diese Frage beantworten zu können, müssen die (u.a.) zuvor genannten Wirkfaktoren des Biogaskulturenanbaus sowie die Empfindlichkeiten der betrachteten Schutzgüter differenziert für die unterschiedlichen räumlichen Ebenen betrachtet werden. Wiehe et al. (2010) schätzten mögliche Schadwirkungen unterschiedlicher Wirkfaktoren des Energiepflanzenanbaus für die Schutzgüter von Natur und Landschaft ab, indem sie den Wirkfaktoren standortspezifische Empfindlichkeiten drei verschiedener Modellregionen gegenüberstellten. Dabei fand eine räumliche Differenzierung zwischen der Schlagebene und der Landschaftsebene statt. Dies ist erforderlich, da sich Intensität und Reichweite der Auswirkungen auf die einzelnen Schutzgüter nicht nur mit der Qualität, sondern auch mit der räumlichen Ausdehnung der Wirkfaktoren und Empfindlichkeiten verändern können (vgl. Kapitel 5).

Im Folgenden soll der derzeitige generelle Erkenntnisstand zu den Auswirkungen verschiedener Wirkfaktoren des Energiepflanzenanbaus der Schlag- und Landschaftsebene auf den Arten- und Klimaschutz näher erläutert werden, da diese beiden Schutzgüter im Fokus der vorliegenden Doktorarbeit stehen. Soweit in der Literatur enthalten, werden die möglichen Auswirkungen in Relation zu den Standortbedingungen gestellt.

### 2.3.1 Biotik – Arten

#### 2.3.1.1 Wirkfaktoren Schlagebene

Die Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus auf die Artenvielfalt werden durch i) den Habitatwert der energetisch genutzten Kulturarten (intrinsische Biodiversität), ii) den Habitatwert der durch die angebaute Energiepflanze substituierten Kulturart und iii) Landschaftseffekte (Verteilung der Kulturen auf der Landschaftsebene) bestimmt (ANDERSON & FERGUSON 2006).

Hinsichtlich des Pflanzenschutzmitteleinsatzes ist der Habitatwert der Energiepflanzen positiver zu bewerten als der von Kulturen des Futter- und Nahrungsmittelanbaus (SCHEFTELOWITZ et al. 2014). Dies hat v.a. mit den abweichenden Qualitätsansprüchen der Energiepflanzen zu tun. Positiv zu bewerten ist auch die verlängerte Lebensraumnutzbarkeit des Zweikulturanbausystems durch die ganzjährige Bodenbedeckung. So wird bspw. Vogelarten im Spätsommer noch eine Nahrungsquelle zur Verfügung gestellt. Generell erhöhen sich so die Artenzahlen und Abundanzen. Ein maßgeblicher Faktor für die Artenvielfalt ist jedoch die Möglichkeit zur Reproduktion. Es ist daher ausschlaggebend, inwiefern die durch den Zweikulturanbau verfrühten Erntetermine sowie die Anbaupause bis zur Bestandsbildung der Zweitfrucht die Reproduktivität der Arten der Agrarlandschaft beeinträchtigen (FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE (FNR) E.V. 2010). Für Arten, die sich im Mai/Juni noch in der Hauptbrut- und Aufzuchtphase befinden, stellt der vorzeitige Erntetermin von GPS ein gravierendes Problem dar. Dies trifft z.B. auf späte oder Zweitbruten unterschiedlicher Brutvögel der Agrarlandschaft, wie z.B. der Feldlerche (*Alauda arvensis*) zu, aber auch auf Arten der Ackerbegleitflora, die noch nicht in die Samenreife gekommen sind (GLEMNITZ et al. 2008, STICKSEL 2010). Die Folge sind Beeinträchtigungen und Verluste in der Nachzucht (STICKSEL 2010), vor allem bei Beikräutern und Brutvögeln (FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE (FNR) E.V. 2010).

Dauergrünland stellt einen Lebensraum mit besonderer Relevanz für die unterschiedlichen Landschafts- und Habitatfunktionen dar. Es zählt zu den artenreichsten Biotoptypen in Mitteleuropa. Den Habitatwert, der durch Energiepflanzenanbau substituierten Kulturart verschlechtert sich im Falle eines Grünlandumbruchs in der Regel. Dies ist auch auf den damit einhergehenden erhöhten Pflanzenschutzmitteleinsatz zurückzuführen (SCHEFTELOWITZ et al. 2014).

#### Vögel der Agrarlandschaft

Die derzeit meistgefährdete Artengruppe innerhalb der Brutvögel sind die Vögel der Agrarlandschaften (BAUER et al. 2002). Gemäß der nationalen Biodiversitätsstrategie stellen sie einen Indikator für die allgemeine Biodiversität der Agrarlandschaft dar (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT 2007) und können somit als Zielarten betrachtet werden. Besonders bedroht sind hier vor allem solche Arten, bei denen sich sowohl ihr Brut- als auch ihr Nahrungshabitat auf den landwirtschaftlichen Flächen befindet (NIEDERMEIR-STÜRZER et al. 2012).

Die Gefährdungssituation der Vögel der Agrarlandschaft ist zwar allgemein der intensivierten Landwirtschaft und ihrer Begleiterscheinungen einer dezimierten Strukturvielfalt (geringerer Umfang an Randstreifenstrukturen, Brachen, Gehölzen, etc.) geschuldet (ebd.), aber auch einige spezielle Anbauverfahren des Energiepflanzenanbaus können sich besonders nachteilig auf ihre Bestände auswirken. Von den Praktiken

des Energiepflanzenanbaus weisen vor allem die Ganzpflanzenernte von Wintergetreide und das Zweikultursystem einen negativen Einfluss auf die Brutvögel der Agrarlandschaft auf (GLEMNITZ et al. 2014). Die Lebensraumqualität von als GPS geerntetem oder als Winterzwischenfrucht angebautem Winterroggen ist deutlich geringer einzustufen als die von Mais. Bodenbrütende Vogelarten werden vor allem durch die Verschiebung der Erntetermine für Getreide-GPS in die Brut- und Nestlingszeit, durch die zunehmende Fruchtfolgeverengung mit zunehmendem Maisanteil in einigen Regionen sowie die Intensivierung (nicht nur im Biogaskulturenanbau) beeinträchtigt (NIEDERMEIR-STÜRZER et al. 2012). Mit dem Zwischenfruchtanbau und der Stoppelsaat lassen sich hingegen positive Effekte durch die Schaffung zusätzlicher Nahrungs- und Rasthabitate in einem ansonsten nahrungsarmen Zeitraum erzielen (GLEMNITZ et al. 2014). Der späte Anbau von Sudangras als Stoppelsaat verringert für auf dem Acker brütende Vögel jedoch die Nutzbarkeit als Bruthabitat (ebd.).

Allgemein hin wirkt sich der Energiepflanzenanbau sehr unterschiedlich auf die Vogelarten aus. Zu den charakteristischen Ackervögeln zählen Grauammer (*Emberiza calandra*), Feldlerche (*Alauda arvensis*), Schafstelze (*Motacilla flava*), Kiebitz (*Vanellus vanellus*), Wachtel (*Coturnix coturnix*), Rebhuhn (*Perdix perdix*) sowie in einigen Regionen auch die Wiesenweihe (*Circus pygargus*) und der Ortolan (*Emberiza hortulana*) (NIEDERMEIR-STÜRZER et al. 2012). Für die ackerbrütenden Vögel stellt der Grünroggenanbau für die Biogasnutzung eine besondere Bedrohung dar. Der Erntezeitpunkt überschneidet sich genau mit Brut- und Nestlingszeitraum fast aller ackerbrütenden Vogelarten, u.a. Feldlerche, Grauammer, Wachtel, Schafstelze, Ortolan, Wiesenweihe, Kiebitz und Rebhuhn (NIEDERMEIR-STÜRZER et al. 2012, DZIEWIATY & BERNARDY 2007). Insgesamt ist die GPS-Ernte für Getreide besonders für Grauammer, Wachtel, Rotkehlchen (*Erithacus rubecula*) und Ortolan mit negativen Auswirkungen verbunden. Alle Nester und Jungvögel auf diesen Flächen werden bei einer solch frühen Ernte zerstört (biologischer Falleneffekt; (NIEDERMEIR-STÜRZER et al. 2012). Am kritischsten zu bewerten ist die GPS-Ernte im Sommergetreide und eine frühe Mahd im Ackergras sowie speziell für die Grauammer im Wintergetreide (FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE (FNR) E.V. 2010). Frühbrütende Vogelarten sind von der Ernte einer Winterzwischenfrucht nur im geringen Umfang betroffen (GLEMNITZ et al. 2014). Der Mais stellt durch seine offenen, lang nutzbaren Bestände ein gutes Nahrungshabitat für Vögel wie Braunkehlchen oder Neuntöter (*Lanius collurio*) dar, die den Acker zur Nahrungssuche, nicht aber zum Brüten aufsuchen. Diese Vogelarten jedoch sind auf Randstrukturen als Bruthabitat angewiesen. Der Vorteil des Mais für diese Arten gilt daher nur, falls in der Landschaft ausreichend Randstrukturen vorhanden sind (s.u.) (ebd.). Die hohe Bedeutung von Randstrukturen, Vogelfenstern (auch „Lerchenfenster“) und Ansaatschneisen in Maisfeldern wird ausführlich bei Tillmann (2011) erläutert. In einer Untersuchung von Glemnitz (2014) ließen Zuckerrübe, Sommergetreide und frühe Stoppelsaaten die höchste Lebensraumeignung erkennen, während Raps sowie fast alle in Zweikultur angebaute Kulturen eine geringe Habitateignung für die Agrarvögel aufwiesen. Als besonders geeignete Futterhabitate stellten sich das Luzernegras, die Zuckerrübe, das Einjährige Weidelgras, Phacelia und Sommergetreide heraus. Das Luzernegras war an dem untersuchten Standort jedoch von höherer Bedeutung als Nahrungsquelle als als Bruthabitat. Winterweizen und Raps wiesen die geringste Habitatqualität auf (ebd.).

Die Fruchtfolgegestaltung (Ernte- bzw. Aussattermin) kann sich je nach Kultur ebenfalls auf die Lebensraumqualität der Avifauna auswirken. Die Ganzpflanzen- und Winterzwischenfruchtnutzung des Winterroggens hat einen negativen Einfluss auf die Lebensraumqualität der Avifauna. Bei spät in Stoppelsaat angebauten Sorghumhirsen verringert sich die Nutzbarkeit für auf dem Acker brütende Vögel. Die frühe Erntezeit von GPS ist besonders für die spät brütende Grauammer als problematisch zu bewerten (DZIEWIATY & BERNARDY 2007, GLEMNITZ et al. 2014). Die Fruchtfolgegestaltung des Mais scheint zwar für die Avifauna unbedeutend (GLEMNITZ et al. 2014), allerdings wirkt sich der Anbau von Mais in Selbstfolge sehr negativ auf die generelle

Artenvielfalt aus. Die gilt jedoch für alle annuelle Feldfrüchte, die in Monokultur angebaut werden (GÖDEKE et al. 2011).

Auch typische Wiesenbrüter wie Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*), Wiesenpieper (*Anthus pratensis*), Wachtelkönig (*Crex crex*), Großer Brachvogel (*Numenius arquata*) oder Bekassine (*Gallinago gallinago*) etc. sind von den Praktiken des Energiepflanzenanbaus betroffen. Große Verluste von Grünland, Stilllegungsflächen und Brachen durch ihre Umwandlung in Acker, haben dabei eine besondere Relevanz. Auch die intensivere Nutzung der verbleibenden Grünlandflächen spielt eine Rolle. Schwindende Stoppelbrachen und Sommergetreideflächen sowie die GPS-Nutzung von Winterkulturen haben nicht nur negative Folgen für Ackerbrutvögel, sondern können sich ebenfalls auf die Wiesenbrüter wie z.B. den Großen Brachvogel schadhaft auswirken (NIEDERMEIR-STÜRZER et al. 2012).

Von Bedeutung ist die Art der Landbewirtschaftung ebenfalls für rastende und überwinternde Vogelarten. Gerade in generell nahrungsarmen Wintermonaten, ist die Art und Weise wie ein Schlag bewirtschaftet wird, existenziell für viele Vogelarten (RÜHMKORF & REICH 2011). Generell lässt sich sagen, dass der Wert von Ackerschlägen als Futterhabitat im Winter von der Menge der auf der Fläche verbliebenen Erntereste abhängig ist, da dies die wesentliche Nahrungsquelle für viele Arten darstellt (NEUMANN et al. 2009). Der entscheidende Bewirtschaftungsfaktor ist in diesem Fall daher die Bodenbewirtschaftung, da der Umfang an Ernteresten mit zunehmender Bodenbearbeitung abnimmt (WEIß & REICH 2011). Flächen mit gehäckselter Zwischenfrucht sowie Flächen mit Ernteresten von Mais werden dabei besonders frequentiert (RÜHMKORF & REICH 2011). Dies ist jedoch nur der Fall, wenn auf den Maisflächen Stoppeln verbleiben oder keine wendende Bodenbearbeitung stattgefunden hat, sondern erst im nächsten Frühjahr eine Frühjahrsansaat erfolgt. Anderenfalls verbleiben keine Erntereste mehr auf den Flächen. Dennoch profitieren von den verbleibenden Maisernteresten nur die Maisfresser. Dies sind zumeist eher Generalisten wie Rabenkrähe (*Corvus corone*) oder Ringeltaube (*Columba palumbus*; WEIß & REICH 2011, RÜHMKORF & REICH 2011). Getreidefresser profitieren hiervon nicht (WEIß & REICH 2011).

### Säugetiere

Für den Feldhasen (*Lepus europaeus*) ist das Nahrungsangebot auf Maisfeldern im Frühjahr sehr gering. Allerdings hält sich der Hase vor allem nach Regenfällen gerne in lockeren Maisbeständen zum Trocknen auf (wie auch das Rebhuhn), wenn ansonsten eine nasse Umgebung vorherrscht. Darüber hinaus zieht der ursprünglich aus der Steppe stammende Feldhase eine weite Sicht vor, um Fressfeinde rechtzeitig orten zu können. Diesem Sicherheitsbedürfnis wird im Mais genüge getan, der auch nach dem Reihenschluss einen vergleichsweise geringen Raumwiderstand aufweist (TILLMANN & VOIGT 2011). Kulturen mit höherer Bestandsdichte wie Wintergetreidearten können vom Hasen u.a. Arten bei zunehmendem Bestandsschluss bis zur Ernte nur noch in den Fahrgassen oder Fehlstellen genutzt werden (ebd.). Dennoch halten sich Tiere wie der Feldhase u.a. auch in lichter stehenden Maisschlägen nur in den Randgebieten auf. Die Innenbereiche der Maisfelder werden von Säugetieren wie Hase, Dachs (*Meles meles*), Steinmarder (*Martes foina*), Baummarder (*Martes martes*), Maus (*Mus spec.*), Fuchs (*Vulpes vulpes*), Kaninchen (*Oryctolagus cuniculus*) etc. deutlich gemieden (TILLMANN 2011). Bis 50 m in den Schlag hinein gibt es keinen Unterschied zu den Maisaußenrändern, von 100 bis 150 m Distanz nimmt die Frequentierung graduell stark ab (ebd.). Tillmann und Voigt (2011) gehen davon aus, dass die Ursache für diese Vorliebe vor allem in der fehlenden Segetalflora im Innenbereich und der dafür durch die Lichtverhältnisse und höherem Diasporenpotential besonders ausgeprägten Segetalflora im Randbereich liegt. Die Felldränder weisen damit ein reicheres Ressourcenangebot für „Biotopkomplexbewohner“ wie den Feldhasen auf. Daher ziehen Hase und andere Arten diesen Lebensraum anderen vor. Dies ist vor allem dann der Fall, wenn der Feldaußenrand an eine andere Kultur angrenzt.

Mit zunehmender Distanz sinkt die Frequentierung. Einige wenige Arten, wie Rehe und Wildschweine halten sich auch noch bei etwas größerer Entfernung (gemessen 150 m) von den Außenrändern auf. Auch die Innenränder der Maisschläge wie z.B. Bewässerungsschneisen, einjährige Ansaat-, Sukzessions- oder Altgrasstreifen (jeweils ca. 2,5 m breit) werden dem Innenbereich der Maisflächen deutlich vorgezogen (ebd.). Unter Betrachtung des Einzelschlages besitzt Mais als Kulturart für den Hasen den Vorteil, dass er nach der Getreideernte im Spätsommer bis in den Herbst hinein noch Deckung bietet (ebd.).

Die frühe Grünroggen-GPS-Ernte stellt nicht nur für Feldvögel (s.o.), sondern auch für den Feldhasen eine Gefahrenquelle dar, da dieser in diesem Zeitraum Unterschlupf in den Getreideschlägen sucht (TILLMANN 2011, NIEDERMEIR-STÜRZER et al. 2012). Auch die Abundanz und Vielfalt der Echt- und Wühlmäuse fällt im Grünroggen sehr gering aus. Häufigere und vielfältigere Vorkommen konnten von Krug und Hübner (2011) hingegen auf Grünbrachen beobachtet werden. In dieser Studie untersuchte Maisfelder wurden ohne Bodenbedeckung kaum genutzt, mit erhöhter Wildkrautflora jedoch stärker frequentiert. Auch wurden Energiepflanzenkulturen bevorzugt, die Saumstrukturen aufwiesen (ebd.).

### *Arthropoden*

Für die Artengruppe der Laufkäfer und Spinnen hat die vorgezogene Ernte im Energiepflanzen-GPS-Anbau im Vergleich zum Futter-/Nahrungsmittelanbau keine weiteren Auswirkungen. Der betreffende Zeitraum ist für ihre Reproduktion unbedeutend. Auch die Reproduktion von Blütenbesuchern bleibt unbeeinträchtigt, da sie sich hauptsächlich außerhalb der Ackerflächen vermehren (FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE (FNR) E.V. 2010). Auch stellen landwirtschaftliche Flächen keine primären Nahrungshabitate für Blütenbesucher dar (GLEMNITZ et al. 2014). Die Flächen werden mitunter jedoch als zusätzliche oder als Ausweichnahrungsquelle von Blütenbesuchern in Anspruch genommen, sofern sie sich dafür eignen. Diese Eignungsfähigkeit hängt hauptsächlich von der Übereinstimmung von Blütezeit der Kultur und Aktivitätsdichte der Blütenbesucher und dem Pollen-/Nektarangebot ab. Regelmäßig die Ackerflächen frequentierende Blütenbesucher frequentieren häufig unterschiedliche Kulturen und sind nicht auf eine einzelne Kulturart spezialisiert. Allerdings bevorzugen unterschiedliche Arten dennoch verschiedene Kulturartengruppen, so dass über eine erweiterte Fruchtartenvielfalt auch die Vielfalt der blütenbesuchenden Arten gefördert werden kann (KREMEN et al. 2002a, KREMEN et al. 2002b, GLEMNITZ et al. 2010). Im EVA-I-Projekt konnten im Mais kaum Vorkommen von Sandbienen nachgewiesen werden, während sie im Wintergetreide sowie z.T. im Sommergetreide und Ackerfutter häufiger vertreten waren. Körnerleguminosen und Sommergetreide wurde von der kleinen Gruppe der frühsommeraktiven Mauer-, Schmal- und Furchenbienen besonders hoch frequentiert. Mais sowie Wintergetreide wurden auch von ganzjahresaktiven, staatenbildenden Hummeln wenig genutzt, die sich eher auf mehrjährigen Ackerfutter- und z.T. auch Sommergetreideflächen aufhalten. Mais und Sommergetreide wurden von den im Spätsommer aktiven Schwebfliegen bevorzugt (WILLMS et al. 2009, GLEMNITZ et al. 2014). Modellrechnungen des ÖKOVERS-Versuches, bei denen das theoretische Pollen- und Nektarangebot landwirtschaftlicher Kulturen mit dem Aktivitätszeitraum vier unterschiedlicher Blütenbesucher-Gruppen abgeglichen wurde, ergaben einen besonders hohen Futterhabitatwert des Buchweizens und des anderthalbjährigen Klee-grases. In Modellierungen wiesen Mais-Sonnenblumenge-menge und reine Sonnenblumenbestände ebenfalls ein gutes Nahrungsangebot für die untersuchten Blütenbesucher auf. Reiner Maisanbau konnte lediglich zum Teil v.a. von (späten Populationen der) Schwebfliegen genutzt werden. Sorghumhirsen hingegen blühten zu spät oder gar nicht und hatten damit keinen Wert als Futterquelle (GLEMNITZ et al. 2014). Durch unterschiedliche Beschattung, Mikroklima und zusätzliche Nahrungsquellen entstehen in Mischfrüchten neue ökologische Nischen. Diese bieten gleichzeitig Lebensraum für Konsumenten, Symbionten und Dekompostierer (ebd.). Laut Glemnitz et al. (2014) bieten Mischfrüchte im Durchschnitt einen höheren Habitatwert als Getreide-Reinsaaten. Bei Spinnen (nicht in

Trockenjahre) und Wildbienen steigerte der Mischfruchtanbau die Abundanzen. Laufkäfer hingegen bevorzugten die Reinsaat (ebd.).

### *Ackerbegleitflora*

Die Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus auf die Vielfalt der Ackerbegleitflora lassen sich nur schwer pauschalisieren da jede Veränderung der Anbauverfahren die Zusammensetzung der Ackerlebensgemeinschaften beeinflusst (FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE (FNR) E.V. 2010). Zudem sind die mögliche Vielfalt und das Vorkommen seltener Ackerwildkrautarten generell abhängig vom Biotopentwicklungspotential des jeweiligen Standortes (HAAREN 2004). Veränderte Anbauverfahren lassen sich daher nur mit dem Wissen standortspezifischer Artvorkommen und den jeweiligen naturschutzfachlichen Zielen bewerten (FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE (FNR) E.V. 2010). So kann sich der vorgezogene GPS-Erntetermin z.B. insgesamt auf ein großes Artenspektrum von Therophyten negativ auswirken, weil sich der GPS-Erntetermin mit dem Reproduktionszeitraum eines Drittels der im Wintergetreide sowie eines Viertels der im Sommergetreide vorkommenden Therophytenarten überschneidet. Ob dadurch aber die Reproduktion von Generalisten, oder aber von einer schutzwürdigen, spezialisierten Flora gefährdet wird, kann nur im Einzelfall unter Berücksichtigung von Standortfaktoren wie dem Biotopentwicklungspotential geklärt werden. Eine negative Wirkung entfaltet sich jedoch vor allem dann, wenn regional vorkommende Zielarten von der frühen Ernte betroffen sind und diese Anbauverfahren auf langen Zeitraum wiederholt oder flächendeckend praktiziert werden. Eine den regionalen Gegebenheiten und Bedürfnissen der Arten angepasste Landwirtschaft kann solche Konflikte vermeiden (ebd.).

Einzeluntersuchungen von Willms et al. (2009) ergaben an einzelnen Standorten in verschiedenen Fruchtfolgen ein erhöhtes Beikrautvorkommen in im Zweifruchtsystem angebaute Zuckerhirse und Sudangras. Zudem wiesen sie deutlich erhöhte Beikrautdeckungsgrade in den überwiegend herbizidfrei angebaute Zwischenfrüchten (Einjähriges Weidelgras, Örettich und Senf) nach. Sie stellten fest, dass mit einer höheren Anzahl unterschiedlicher Kulturartengruppen in der Fruchtfolge eine höhere Gesamtartenzahl der Ackerbegleitflora einhergehe. In die Fruchtfolge integrierter Mais wies an ihrem Versuchsstandort in Thüringen erhöhte Artenzahlen auf, während in monokulturell angebaute Mais und Winterweizen um 30-35% geringere Artenanteile festgestellt wurden (ebd.). Im Vergleich zu Getreide-Reinsaat weist der Mischfruchtanbau höhere Abundanzen von Beikräutern auf (GLEMNITZ et al. 2014).

### *2.3.1.2 Wirkfaktoren Landschaftsebene*

Die Auswirkungen angebaute Kulturen auf die Fauna werden vor allem durch ihre räumliche Verteilung bestimmt. Wie bei anderen Kulturen – z.B. Weizen – beeinträchtigt auch der räumlich und zeitlich monokulturelle Anbau von Mais die Tierwelt (REICH et al. 2011, TILLMANN 2011, GÖDEKE et al. 2011). Im ausgewogenen Fruchtwechsel mit anderen Feldfrüchten und vor allem in von Winterfrüchten dominierte Landschaften (BÖHME et al. 2013) bietet der Mais zusätzliche Habitatstrukturen durch eine abweichende Bestandsentwicklung. Zudem bietet er Unterschlupf, wenn in den Winterkulturen Maschineneinsätze zu Störeinflüssen führen (ebd.). Eine ausgewogene Fruchtfolge mit Maisanteilen fördert so die Artenvielfalt von Flora und Fauna (GÖDEKE et al. 2011). Kleinere Maisschläge sowie solche, die an andere Kulturen angrenzen, stellen durch ihre Randeffekte beliebte, gut frequentierte Habitate für zahlreiche Feldbewohner dar. Große Schläge und monokulturartige Strukturen von Mais in der Landschaft wirken sich jedoch nachteilig aus, da die Innenbereiche von Maisfeldern gemieden werden (BÖHME et al. 2013, REICH et al. 2011, TILLMANN 2011, TILLMANN & VOIGT 2011). Die lokale/regionale Gesamtfläche an Randstrukturen und damit die genutzten Lebensräume schwinden auf diese Weise für viele Arten. Darüber hinaus werden Wanderbewegungen von Arten beeinträchtigt, da ihre Biotopverbundachsen dezimiert werden. Die hier dargestellten Landschaftseffekte des

Energiepflanzenanbaus beziehen sich gemäß des Fokusses dieser Forschungsarbeit auf den Arten- und Klimaschutz. Für Arthropoden und die Ackerbegleitflora konnte keine umfassenderen Untersuchungsergebnisse über Landschaftseffekte des Energiepflanzenanbaus gefunden werden.

### *Vögel der Agrarlandschaft*

Bei den Vögeln der Agrarlandschaft konnten unterschiedliche Reaktionen auf die zunehmenden Maisanteile in der Landschaft festgestellt werden. Während einige Arten stark dadurch beeinträchtigt werden, bleiben die Populationsgrößen anderer Arten unverändert oder steigen sogar an (GLEMNITZ et al. 2014). Der regionale Kontext (Landschaftstyp) hat dabei Einfluss auf die Stärke der Populationsentwicklung, nicht aber auf die generelle Tendenz hinsichtlich einer Zu- oder Abnahme. Vor allem Vogelarten mit einem größeren Aktionsradius, wie Feldlerche oder Rebhuhn reagieren sensibel auf eine starke Zunahme des Energiemaisanbaus von 15-30 %. In den Modellrechnungen von Glemnitz et al. (2014) war die Beeinträchtigung der Population bei der Feldlerche für unterschiedliche Landschaftstypen bei einer 30 %igen Zunahme immer höher als bei einer 15 %igen Zunahme des Maisanteils. Im untersuchten Landschaftstyp der „grünlandreichen periurbanen Landschaft“ bewirkte die Ausdehnung des Maisanbaus besonders starke Populationseinbrüche bei Feldlerche und Rebhuhn. Die Feldlerche wurde darüber hinaus negativ durch die Größe der zusammenhängenden Maisanbaugebiete beeinflusst. Daneben zählt auch die Grauammer durch Begrenzung der Bruthabitate zu den am stärksten durch die steigenden Maisanteile beeinträchtigten Feldvögeln (BRANDT & GLEMNITZ 2014). Wird der Mais jedoch im ausgewogenen Verhältnis mit anderen Ackerkulturen angebaut, können diese Flächen für die Feldlerche eine gewisse Habitatfunktion aufweisen, da sie Maisflächen im geringen Umfang als Bruthabitat nutzt (KRUG 2010). Bei 15% iger Zunahme im Maisanteil kommt es beim Rebhuhn schon zu hohen Verlusten. Diese vergrößern sich bei weiter steigendem Maisanteil jedoch nicht (GLEMNITZ et al. 2014). Der räumlich konzentrierte Anbau von Mais wirkt sich auch auf Braunkehlchen und Neuntöter negativ aus, die auf Randstrukturen angewiesen sind (ebd.), die mit dem weiträumig flächendeckenden Maisanbau verschwinden. Mit steigendem Mais- und/oder Hirseanteilen verringern sich die Bruthabitate für Grauammer, Feldlerche, Braunkehlchen und Kiebitz in der Tendenz. Besonders stark ist dieser Trend bei Mais- und/oder Hirseanteilen > 30 % in der Fruchtfolge. Als reine Nahrungshabitate genutzt, stellt der Mais- und Hirseanbau keine erkennbare Beeinträchtigung dar (ebd.).

Zunehmende Maisanteile verursachen in unterschiedlichen Landschaftstypen in der Tendenz zwar eher eine Abnahme in der Artenzahl, das Ausmaß dieser Abnahme variiert jedoch deutlich. Da viele Arten auf krautige und auch gehölzartige Begleitstrukturen angewiesen sind, ist die Auswirkung der Maiszunahme auch vom verbleibenden Vorkommen entsprechender Landschaftselemente abhängig. So ist die Goldammer (*Emberiza citrinella*) z.B. auf Kleinstrukturen in ihrem Lebensraum angewiesen (GLUTZ VON BLOTZHEIM 1997). Darüber hinaus wirkt nicht nur der Habitatwert der Energiepflanze, sondern auch die Habitatqualität der durch den Mais ersetzten Vorkultur auf die Abundanz und Vielfalt von Arten. Es muss daher immer berücksichtigt werden, welche Kulturen zuvor auf den entsprechenden Flächen kultiviert wurden (GLEMNITZ et al. 2014). Besonders negativ ist hier der Wegfall der Stilllegungsflächen zu bewerten, die eine besonders hohe Lebensraumqualität aufweisen. Die deutlichen Abnahmen in den Populationen von Feldlerche, Rebhuhn und auch Feldhasen (s.u.) werden in den Zusammenhang mit dem flächendeckenden Wegfall der Stilllegungsflächen gebracht, unabhängig davon, mit welcher Fruchtart sie ersetzt werden. In rein ackerbaulich geprägten Regionen mit geringen Randstrukturen kann die Umwandlung von Stilllegungsflächen zu einem fast vollständigen Zusammenbruch der Rebhuhnpopulation führen (ebd.). Die mögliche Beeinträchtigung eines ausgedehnten Maisanbaus variiert zwischen den einzelnen Vogelarten. Das Ausmaß der Auswirkung hängt vor allem davon ab, inwiefern noch die Möglichkeit der Reproduktion und Jungenaufzucht für die un-

tersuchten Zielarten gegeben ist, bzw. ob die Arten Ausweichhabitate in anderen Kulturen und Landschaftselementen finden (ebd.). Bleiben ausreichende Anteile gewisser Schlüsselbiotope wie Stilllegungsflächen in der Landschaft bestehen, wirkt sich das deutlich weniger negativ auf die Populationsgrößen aus (ebd.). Ob Maisschläge als Bruthabitat genutzt werden, hängt vor allem von der gemeinsamen Wirkung des Maisanteils an der landwirtschaftlichen Fläche und dem Vorkommen von Strukturelementen wie Hecken, Randstreifen, Stilllegungsflächen etc. ab (KRUG 2010).

Die mit der Biogasproduktion vermehrt auftretende Bündelung des Maisanbaus auf Flächen im direkten Umkreis der Biogasanlage wirkt sich nur geringfügig auf die Populationen der bei Glemnitz et al. (2014) untersuchten Vogelarten aus. Allerdings sind die tatsächlichen Auswirkungen auch hier abhängig von den Standortfaktoren wie der vorkommenden Landschaftselemente, aber auch von der Ausgangspopulation der untersuchten Art. Die räumliche Konzentration des Maisanbaus im Umkreis der BGA – aber auch allgemein – hat vor allem dann rückläufige Populationseffekte, wenn die untersuchten Arten sich schon unter ihrer kritischen Populationsgröße befinden, räumlich ungleich verteilte Lebensräume nutzen (z.B. Hecken), besondere Lebensraumansprüche aufweisen (Bodenart, Randstrukturen) oder andere Landnutzungen ihre möglichen Lebensräume stören (bebaute Gebiete, große Waldareale) (ebd.).

### *Säugetiere*

Ein wesentlicher Aspekt für die Habitat- und Habitatvernetzungsqualität feldebwohnender Säugetierarten wie z.B. den Hasen, ist die räumliche Verteilung der Kulturart. Die Vorteile des Mais für feldebwohnende Tierarten (s. Schlagebene) bestehen lediglich dann, wenn der Mais in keiner zeitlichen und schlagübergreifenden Monokultur angebaut wird. Wie für andere Kulturen gilt hier auch für den Mais, dass eine zeitlich und räumlich übergreifende Anbauweise zu einem starken Lebensraumschwund und damit auch zum Rückgang von Arten wie z.B. Feldhase und Kleinsäugerarten führen kann (REICH et al. 2011). Dies ist gerade für den Mais in Anbetracht der hohen Attraktivität seiner Randbereiche – insbesondere, wenn er an andere Kulturen angrenzt – für Arten wie den Hasen von Bedeutung. Die Meidung der Innenbereiche des Mais zeigt ebenfalls die negative Wirkung aneinandergrenzender Maisschläge oder auch großer Maiseinzelschläge (TILLMANN 2011). Die zunehmende Schlaggröße ist dabei eine allgemeine Tendenz im Ackerbau und nicht nur dem Maisanbau zuzuschreiben. Allerdings gilt zu Bedenken, dass gerade im Umkreis einer Biogasanlage eine verstärkte Konzentration des Maises stattfindet, selbst dann, wenn der Gesamtmaisanteil in einer Region vielleicht relativ geringgehalten ist. Dies kann daher ebenfalls zu nachteiligen Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus führen, da im Umkehrschluss andere Kulturen wie Wintergetreide wiederum in anderen Gegenden gebündelt angebaut werden, was sich ebenfalls negativ auswirkt. Bei der besonders sensiblen Zielart des Feldhasen hat schon eine 15%-igen Zunahme des Maisanteils drastische Bestandsrückgänge zu Folge. Dies ist vor allem den größeren Raumansprüchen der mobilen Zielart geschuldet (GLEMNITZ et al. 2014). Diese Rückgangsrate steigt jedoch bei weiter steigendem Maisanteil nicht weiter an. Wie bei dem Rebhuhn (s.o.) schreiben Glemnitz et al. (2014) diese Entwicklung eher dem Wegfall von Kulturarten bzw. -formen wie z.B. den Stilllegungsflächen zu, als dem steigenden Maisanteil an sich. Stilllegungsflächen sind das bevorzugte Geburtshabitat von Feldhasen. Ihr Wegfall kann durch andere Ackerkulturen nicht vollkommen ausgeglichen werden (ebd.).

### 2.3.2 Effekte Abiotik

Die Effekte für des Biogaskulturenanbaus auf die Abiotik fokussieren sich – gemäß dem Schwerpunkt dieser Dissertation - auf die Klimaschutzfunktion der Böden. Hierzu wird nachfolgend der Stand der Forschung zum Einfluss von Landnutzung und Landnutzungsänderung auf den THG-Ausstoß erläutert. Ergebnisse zu

den Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus auf die natürliche Ertragsfunktion sowie mögliche Anbau-  
maßnahmen zu ihrem Schutz können u.a. Karpenstein-Machan und Weber (2010), Karpenstein-Machan  
und Stülpnagel (2000), Scheftelowitz et al. (2014), Glemnitz et al. (2014) und Gödeke et al. (2011) entnom-  
men werden. Auswirkungen auf die Wasserdargebotsfunktion werden u.a. in Scheftelowitz et al. (2014) und  
Glemnitz et al. (2014) beschrieben.

### *2.3.2.1 THG aus landwirtschaftlicher Bodennutzung und Landnutzungsänderung*

Die globalen Treibhausgasemissionen wurden von der FAO im Jahr 2010 auf ca. 5,3 Gt CO<sub>2</sub> a<sup>-1</sup> geschätzt.  
Zwischen 2000 und 2010 stiegen die Emissionen aus der Landwirtschaft jährlich um 1,1 %. Sie waren dabei  
durchgängig höher, als die Treibhausgasemissionen aus der Netto-Entwaldungsrate. 2010 beliefen sich die  
globalen landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen auf 1,2 Gt CO<sub>2</sub> a<sup>-1</sup> (OLANDER et al. 2014). In Deutsch-  
land wurden im Jahr 2013 ca. 64 Millionen Tonnen Kohlendioxid (CO<sub>2</sub>)-Äquivalente freigesetzt. Die Land-  
wirtschaft ist damit für 6,7 % des gesamtdeutschen THG-Ausstoßes im Jahr 2013 verantwortlich und ist da-  
mit nach den energiebezogenen Emissionen aus der stationären und mobilen Verbrennung (83,7 %) die  
zweitgrößte Quelle von THG in Deutschland (UMWELTBUNDESAMT (UBA) 2015a). Die Hauptquellen von THG  
aus der Landwirtschaft (Quellkategorie nach Nationalem Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasin-  
ventar (NIR): „Landwirtschaft (CRF Sektor 4); (HAENEL & RÖSEMANN 2014) umfassen die Emissionen aus der  
Tierhaltung (Fermentationsprozesse der tierischen Verdauung), die Behandlung von Wirtschaftsdüngern  
und THG aus landwirtschaftlichen Böden (ebd.). Global ebenfalls bedeutsame THG-Emissionen wie die Me-  
than-(CH<sub>4</sub>)Emissionen aus dem Reisanbau (e.g. COLOMB et al. 2013) oder die Brandrodung spielen in  
Deutschland keine Rolle (HAENEL & RÖSEMANN 2014). Eine weitere bedeutende THG-Quelle in Deutschland  
mit Bezug zur Landwirtschaft, die nach dem NIR der Quellkategorie „Landnutzung, Landnutzungsänderung  
und Forstwirtschaft (CRF Sektor 5)“ (FREIBAUER et al. 2014) zugeordnet wurde, sind die Emissionen aus der  
Landnutzungsänderung v.a. von Grünland in Acker.

Eine aktuelle Übersicht und Erläuterung zur Zusammensetzung der einzelnen THG-Quellen aus der Land-  
wirtschaft (HAENEL & RÖSEMANN 2014) und Landnutzungsänderung (FREIBAUER et al. 2014) können dem NIR  
entnommen werden. Eine umfassende Literaturstudie zu Treibhausgasemissionen aus Landnutzung und  
Landnutzungsänderung wurde zudem von Saathoff et al. (2010) angefertigt. Dort sind auch detaillierte Aus-  
führungen zu den Zusammenhängen landnutzungsbedingter THG-Emissionen zu finden. Die folgenden  
Darlegungen fassen lediglich die wesentlichsten Ergebnisse sowie neuere, noch nicht in den nachfolgenden  
Artikeln verarbeitete Erkenntnisse zusammen. Der Fokus liegt dabei gemäß dem Schwerpunkt dieser Dok-  
torarbeit auf den N<sub>2</sub>O-Emissionen aus landwirtschaftlicher Düngung sowie der THG-Emissionen (v.a. CO<sub>2</sub>)  
aus der landwirtschaftlichen Nutzung organischer Böden und der Landnutzungsänderung von organischen  
und mineralischen Böden.

### *Ackernutzung*

Lachgas-(N<sub>2</sub>O)-Emissionen aus der Landwirtschaft haben einen Anteil von 3,7 % am gesamtdeutschen  
Treibhausgasausstoß (UMWELTBUNDESAMT 2011). An den gesamten landwirtschaftlichen THG-Emissionen  
ist es mit 56 % beteiligt, mit steigender Tendenz (HENSELER & DECHOW 2014). Im Jahr 2013 wurden 77 % der  
gesamten N<sub>2</sub>O-Emissionen durch die Landwirtschaft verursacht (UMWELTBUNDESAMT (UBA) 2015a). N<sub>2</sub>O ist  
300-mal klimaschädlicher als CO<sub>2</sub> (UNITED NATIONS (UN) FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE 2014).  
Freigesetzt wird es in der Landwirtschaft vor allem im Zuge der Stickstoff-Düngung und der Tierhaltung  
(SENBAYRAM et al. 2014, UMWELTBUNDESAMT (UBA)), aber auch bei der N-Mineralisierung entwässerter or-  
ganischer und mineralischer Böden, dem Leguminosenanbau, der Zersetzung von Pflanzenrückständen und  
der Klärschlammaufbringung (KLEIN et al. 2006). Auch wenn die N<sub>2</sub>O-Emissionen seit Beginn der 1990er-

Jahre zurückgehen (durch Abnahme der Tierbestände in den neuen Bundesländern sowie im geringeren Maße durch ehemalige Flächenstilllegungen und Düngermanagement), befinden sie sich nach wie vor auf einem hohen Niveau (UMWELTBUNDESAMT (UBA)). Dies liegt vor allem an nach wie vor sehr hohen Stickstoffüberschüssen. Das nach der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung gesetzte Ziel, die Gesamtbilanzüberschüsse von Stickstoff (N) auf 80 kg N/ha/a zu begrenzen wurde auch in den letzten Jahren nicht erreicht. So lagen die N-Überschüsse in 2012 immer noch bei 98 kg N/ha landwirtschaftlicher Fläche (ebd.).

Die Entstehungsprozesse von  $N_2O$ -Emissionen gelten als sehr komplex (SENBAYRAM et al. 2014). Trotz der hohen Bedeutung dieser THG-Quelle für die Gesamt-THG-Bilanz bestehen daher immer noch große Wissenslücken über die verursachenden mikrobiellen Prozesse, bei denen  $N_2O$  entsteht oder absorbiert bzw. in andere Stickstoffverbindungen umgewandelt wird. Diese Prozesse sind vielschichtig und stehen in Abhängigkeit unterschiedlichster Faktoren wie Bodentextur, pH-Wert, Porosität, Stickstoff- und Kohlenstoffverfügbarkeit, Düngemittelmenge und -typ und Düngezeitpunkt, der Vegetation (hier: Anbaukulturen), Bodenwassergehalt den klimatischen Bedingungen (Frost-Tau-Ereignisse, Niederschlagsmenge und -verteilung) etc. (FLESSA et al. 1998, DECHOW & FREIBAUER 2011, SENBAYRAM et al. 2014). Neben der Düngemenge wird den klimatischen Bedingungen (Witterung) häufig ein besonders hoher Einfluss auf die Höhe der  $N_2O$ -Emissionen zugeschrieben. So treten die höchsten  $N_2O$ -Emissionen in dem empirischen  $N_2O$ -Modell MODE (DECHOW & FREIBAUER 2011) vor allem bei ausgeprägten Frost-Tau-Ereignissen und hohen Niederschlägen auf. Nach Rees et al. (2013a) fallen die  $N_2O$ -Emissionen bei hohen Niederschlägen und hoher Bewässerungsintensität (über 1000 mm) besonders hoch aus.

$N_2O$ -Emissionen können direkt durch die organische/mineralische Stickstoffausbringung, Beweidung, Pflanzenreste oder N-Mineralisierung entwässerter Böden entstehen oder aber auch in indirekter Form durch die atmosphärische Deposition auf Böden und Gewässer, die Stickstoff-Auswaschung oder durch den Oberflächenabfluss freigesetzt werden (KLEIN et al. 2006). Ca. 63 % der landwirtschaftlichen  $N_2O$ -Emissionen werden direkt aus der landwirtschaftlichen Bodennutzung emittiert, der Rest entsteht überwiegend im Zuge indirekter Emissionen aus Auswaschung (5 %) und Oberflächenabfluss (27 %). Ein geringer Anteil (5 %) stammt aus dem Wirtschaftsdüngemanagement (UMWELTBUNDESAMT 2011). Ergebnissen von Rees et al. (2013a) über THG-Messungen auf unterschiedlichen europäischen Ackerstandorten zufolge ist die Höhe des Stickstoffeintrags der entscheidende Wirkfaktor bei der  $N_2O$ -Entstehung. Wirkfaktoren wie klimatische Bedingungen und andere Standortbedingungen sind zwar ebenfalls von hoher Relevanz, landwirtschaftliche Bewirtschaftungspraktiken wie der N-Eintrag sind jedoch entscheidender (ebd.). Während gemäß der IPCC-Emissionsfaktoren nur ca. 1 % der ausgebrachten Düngemenge als  $N_2O$  freigesetzt wird, überschritten Messergebnisse auf Ackerstandorten von Rees et al. (2013a) diesen IPCC-Wert jedoch z.T. um 37 %. Trotz großer Variabilität der  $N_2O$ -Emissionen stufen die Autoren die durchschnittliche Höhe wesentlich höher als den IPCC-Wert ein. Ergebnisse unter Anwendung des empirischen integrierten Modells RAUMIS-MODE kommen eher zu einem gegensätzlichen Schluss. Während die Kalkulation nationaler  $N_2O$ -Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden mittels IPCC-Faktor einen Anstieg dieser Emissionen bis zum Jahr 2020 von 16 % für Deutschland ergab, konnte mit dem RAUMIS-MODE-Modell nur ein 9%iger Anstieg ermittelt werden. Regional konnten die hohen Einschätzungen des IPCC-Ansatzes durch RAUMIS-MODE jedoch bestätigt werden, was auf regionale „hot-spots“ von  $N_2O$ -Emissionen hindeuten könnte (HENSELER & DECHOW 2014). Die insgesamt hohe Variabilität zwischen den Messwerten unterschiedlicher Studien (vgl. REES et al. 2013b, REES et al. 2013a, DECHOW & FREIBAUER 2011) zeigen die immer noch hohen Unsicherheiten, die mit der Bestimmung von  $N_2O$ -Emissionen aus der landwirtschaftlichen Bodennutzung verbunden sind.

Eine weitere bedeutende THG-Quelle im Ackerbau sind CO<sub>2</sub>-Emissionen aus der Bodenkalkung. Die Kalkung wird praktiziert, um den pH-Wert soweit anzuheben, wie es für einen ertragreichen Anbau der jeweiligen Kulturart erforderlich ist. Die im Zuge der Ausbringung von den in der landwirtschaftlichen Praxis gängigen Kalkmengen von 5 bis 12 t ha<sup>-1</sup> freiwerdenden CO<sub>2</sub>-Emissionen haben eine ähnliche Klimarelevanz wie die THG-Emissionen aus der N-Düngung (GLEMNITZ et al. 2014).

Zwischen dem Futter- und Nahrungsmittelanbau und dem Biogaskulturenanbau kann es aufgrund unterschiedlicher Anbauverfahren zu Unterschieden in der Höhe des THG-Ausstoßes kommen. So führt beispielsweise das Zweikultursystem durch höheren Betriebsmitteleinsatz zu höheren flächenbezogenen THG-Emissionen als der Hauptfruchtanbau. Die produktbezogenen THG-Emissionen sind hingegen aufgrund der höheren Methanausbeuten beim Zweikulturanbau geringer einzustufen als im Hauptfruchtanbau (ebd.).

Im Hinblick auf die produktbezogenen THG-Emissionen wies der Mais im EVA-Projekt (ebd.) im Vergleich zu den Fruchtarten Sudangras und Futterhirse den geringsten THG-Ausstoß auf. Dies traf auch bei Betrachtung unterschiedlicher Düngevarianten zu, da es hier keine auffälligen Varianzen bei den produktbezogenen Emissionen gab. So führte zwar der Maisanbau mit dem höchsten Gärresteeinsatz zu dem höchsten flächenmäßigen THG-Ausstoß, erbrachte aber auch die höchsten Erträge. Dieser Ausgleich zeigt sich insbesondere in Anbausystemen mit begrenztem Nährstoffeinsatz (ebd.). Die Höhe und Art des Düngemitelesatzes hat unter den Bewirtschaftungsfaktoren den größten Einfluss, sowohl auf die THG- als auch auf die Energiebilanz. Erst dann folgen die Bewirtschaftungsmaßnahmen (Maschineneinsatz; (ebd.). Gemäß der standortabhängigen Bandbreite der THG wie N<sub>2</sub>O (vgl. DECHOW & FREIBAUER 2011) fallen die THG-Emissionen des Energiepflanzenanbaus jedoch regional sehr unterschiedlich aus (DRESSLER et al. 2012).

Der Anbau und die Verwendung der von Felten et al. (2013) untersuchten Energiepflanzen Mais (Elektrizität - Biogas), Raps (Biodiesel) und Miscanthus (Heizöl) erzeugte mehr Energie, als im gesamten Herstellungsprozess verbraucht wurde. Dies führte zwar zu einer Einsparung der CO<sub>2</sub>-Äquivalent-Emissionen durch den Ersatz fossiler Brennstoffe, allerdings werden im Zuge des Energiepflanzenanbaus durch den Einsatz fossiler Brennstoffe und die Düngung ebenfalls THG freigesetzt, die in der THG-Bilanzierung berücksichtigt werden müssen. Ziel des Anbaus erneuerbarer Energien ist es, den THG-Ausstoß im Vergleich zu fossilen Brennstoffen durch deren Ersatz zu reduzieren. Eine Klimaneutralität konnten Felten et al. (2013) in ihren Untersuchungen der THG-Bilanz von Mais, Miscanthus und Raps jedoch nur für Miscanthus feststellen, dessen Anbausystem eine CO<sub>2</sub>-Senke darstellte.

### *Grünlandnutzung*

Auch im Zuge der Beweidung und Düngung von Grünlandflächen können beträchtliche Mengen an THG und vor allem N<sub>2</sub>O freigesetzt werden (vgl. SAATHOFF et al. 2010). Die Höhe der N<sub>2</sub>O-Emissionen steht dabei, wie auf Ackerflächen, im starken Zusammenhang mit der Höhe des Düngemitelesatzes, der Art des eingesetzten Düngers, klimatischen Bedingungen (Frost-Tau-Ereignissen, Niederschlag) sowie Bodenparametern wie dem N-Gehalt, pH-Wert und der Bodenart (vgl. DECHOW & FREIBAUER 2011). N<sub>2</sub>O-Emissionen von Leguminosenanbauflächen (z.B. Klee gras) fallen generell geringer aus, als solche von gedüngten Grünlandflächen (LI et al. 2013). Weitere Einzelheiten zum Verhältnis von THG auf Grünland zu anderer Flächenbewirtschaftung etc. können Saathoff et al. entnommen werden. Im Hinblick auf die THG-Entwicklung aus der Grünlandbewirtschaftung zum Zwecke der Biogassubstratgewinnung liegen bislang kaum Untersuchungsergebnisse vor.

### *Landnutzungsänderung*

Unter gleichen Standortbedingungen weisen die Böden von Grünlandflächen deutlich höhere Kohlenstoffvorräte (C-Vorräte) als Ackerböden auf (DEL GADO et al. 2003, NEUFELDT 2005); s. auch (SAATHOFF et al. 2010). Durch Störeinflüsse, bspw. im Zuge von Bodenbearbeitungs- und Entwässerungsmaßnahmen, werden Bodenaggregate zerstört und Kohlenstoff- (C) und Stickstoffvorräte geraten mit Sauerstoff in Kontakt und mineralisieren. Dies führt zu klimarelevanten CO<sub>2</sub>- und im geringeren Umfang auch zu N<sub>2</sub>O-Emissionen. Auf Böden mit hohen C-Vorräten wirkt sich eine Änderung der Landnutzung, z.B. von Grünland zu Acker, daher klimaschädlich aus.

Bei Grünlandumbruch auf mineralischen Böden werden ein Drittel der organischen Bodensubstanz im Pflughorizont (30 cm unter Geländeoberfläche (GOF)) mineralisiert (POEPLAU et al. 2011). Nach Vellinga et al. (2004) kann die Freisetzung der THG bei einer Umwandlung von Grünland zu Acker dabei 50 Jahre und länger andauern. Poeplau et al. (2011) modellierten auf der Basis einer Literatur- und Datenauswertung einen Emissionszeitraum von ca. 17 Jahren mit einer durchschnittlichen Emissionsmenge von 9 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> nach einem Grünlandumbruch. Die genaue Höhe der Emissionen ist dabei stark abhängig von der standortspezifischen Höhe des gespeicherten (mobilen) organischen Bodenkohlenstoffgehaltes (vgl. Kapitel 6 und 7). Der vollständige Aufbau des organischen Bodenkohlenstoffs (bis zur C-Sättigung/C-Gleichgewicht) nach einer Grünlandetablierung hingegen dauert in der Regel mehr als 100 Jahre an. Grünlandflächen weisen demgemäß auch 100 Jahre nach Umwandlung von Ackerstandorten immer noch eine Senkenfunktion auf (ebd.). Damit folgt der C-Aufbau einem „slow-in-fast-out“-Verhältnis zum C-Abbau. Möller und Kennepohl (2014), ermittelten die Kohlenstoffvorräte für Niedersachsens mineralische Böden und nutzten hierfür auch die Ergebnisse von Poeplau et al. (2011). Dabei kamen sie zu dem Schluss, dass Poeplau et al. (2011) den potenziellen CO<sub>2</sub>-Ausstoß aus dem Grünlandumbruch überschätzen (näheres hierzu, s. Diskussion). Während deren Modell C-Vorratsunterschiede beispielsweise bei Marschen von 60 t ha<sup>-1</sup> ergäbe, zeigen die Modellergebnisse von Möller und Kennepohl (2014) unter Berücksichtigung weiterer relevanter Einflussfaktoren (Vernässung, Bodengenese) hier nur C-Verluste von 20 t ha<sup>-1</sup>. Marschen weisen die höchsten C-Verluste bei Grünlandumbruch auf, z.T. ergeben sich jedoch auch auf Gleyen, Pseudogleyen und Parabraunerden mit hohen C-Gehalten in den Ah-Horizonten hohe Verluste. Möller und Kennepohl (2014) berechneten in ihren Szenarien bei einer angenommenen jährlichen Grünlandumbruchquote von 1,2 % CO<sub>2</sub>-Emissionen von 1500 kt CO<sub>2</sub> a<sup>-1</sup> für das Bundesland Niedersachsen. Dies entspräche 5 % der gesamten landwirtschaftlichen THG-Freisetzung aus Niedersachsen. Damit stufen die Autoren die CO<sub>2</sub>-Emissionen aus dem Grünlandumbruch mineralischer Böden als eher gering ein.

Als wesentlich relevanter werden in der Literatur die THG-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten organischen Böden bewertet. Nicht drainierte Moore sind eine Senke für CO<sub>2</sub>. Viele Moore haben über Jahrtausende Bodenkohlenstoff aufgebaut. Moore weisen daher die höchsten C-Vorräte unter den Ökosystemen auf (GORHAM 1995, BYRNE et al. 2004). Moore und andere organische Böden besitzen damit ein besonders hohes Risiko für THG-Emissionen im Falle einer Störwirkung (BYRNE et al. 2007). Die Kohlenstoffmineralisierung wird (vor allem auf organischen Böden) durch die Absenkung des Grundwasserflurabstandes induziert. Diese wird zumeist vorgenommen, um eine Fläche ackerfähig zu machen oder um eine extensive Grünlandfläche in eine intensive Bewirtschaftung zu überführen. Im Zuge der (v.a. wendenden) Bodenbearbeitung werden die Bodenaggregate zerstört und die C-Mineralisierung beschleunigt. Die Dauer der CO<sub>2</sub>-Freisetzung hängt dabei von der Höhe des Grundwasserflurabstandes und der Höhe der organischen Schicht ab. Die CO<sub>2</sub>-Emissionen steigen mit der Tiefe der Drainage an, jedoch spürbar nur bis zu einer Tiefe von 60-80 cm unter Geländeoberfläche (GOF). Darunter verändern sich die Emissionswerte kaum (DRÖSLER et al. 2013). Die höchsten N<sub>2</sub>O-Emissionen werden auf Mooren mit einem mittleren jährlichen Grundwasserstand

von ca. 50 cm < GOF und stark schwankendem Grundwasserpegel erreicht (ebd.), da hier sowohl die N<sub>2</sub>O-produzierende Nitrifikation als auch Denitrifikation angeregt werden. Pro Jahr kommt es dabei zu ca. 1 cm Torfverlust (HÖPER 2008). Die geringsten THG-Emissionen werden auf Mooren mit einem dem naturnahen Wasserstand ähnlichen Wasserstand von ca. - 10 cm < GOF erreicht (DRÖSLER et al. 2013). Ein Überstau während der Vegetationsperiode sollte in wiedervernässten Mooren jedoch nicht erfolgen oder zumindest auf sehr kleine Flächen begrenzt werden, da unter solch anaeroben Bedingungen sehr hohe Methanemissionen entstehen können, die diejenigen unter Ackernutzung sogar übersteigen können (ebd.). Dieser Effekt ist besonders hoch in Niedermooren. In Hochmooren fallen die Emissionen etwas geringer aus und entsprechen ungefähr dem THG-Ausstoß aus degradierten Heideflächen (ebd.). Im Projekt „Klimaschutz - Moornutzungsstrategien“ (2006-2010, klimazwei; ebd.) konnten neben den in der vorliegenden Dissertation verwendeten Mess- und Literaturwerten von Höper (2007, 2008, 2009) weitere Emissionswerte zum THG-Ausstoß aus Mooren gesammelt werden. Entgegen früherer Schätzwerte (z.B. (HÖPER 2007) gehen jüngere Forschungsergebnisse davon aus (DRÖSLER et al. 2013), dass eine intensive Nutzung von Grünland fast so viele THG freisetzt wie ihre ackerbauliche Nutzung. Die extensive Grünlandnutzung hat bei einem Wasserstand von - 20 cm nur in der Hälfte der bei Drösler et al. (2013) untersuchten Fälle geringere THG-Emissionen zur Folge als unter intensiver Grünlandnutzung. Bei Höper (HÖPER 2007) unterscheiden sich die THG-Emissionen auf Grünland und Acker für Hochmoorflächen zwar auch nicht wesentlich. Auf Niedermoor machen die Emissionen auf Intensivgrünland bei Höper (2007) allerdings nur ca. die Hälfte der Emissionen auf Acker aus.

Nach Drösler et al. (2013) regt vor allem die im Sommer häufig erfolgende Wasserabsenkung (u.a. für die Durchführung von Pflegeschnitten) die Mineralisierungsprozesse und damit die THG-Freisetzung in Mooren an. Jährliche mittlere Wasserpegel über - 20 cm führten in untersuchten Extensivgrünlandern zu 50 bis 75 % niedrigeren THG-Ausstoßen im Vergleich zu Intensivgrünland (ebd.). Die nachfolgende Tabelle 1 zeigt die Unterschiede der in dieser Arbeit verwendeten und in die landwirtschaftliche Betriebsmanagementsoftware MANUELA implementierten Werte zu den derzeit aktuellsten publizierten Daten von Drösler et al. (2013).

Im Vergleich zu den Werten von Höper (2007) gibt es bei Drösler et al. (2013) kaum Unterschiede zwischen den THG-Emissionswerten von Nieder- und Hochmooren bei mäßiger bis niedriger Entwässerung mit mittleren jährlichen Wasserständen unter - 20 cm. Damit ist ihr Klimaschutzpotential ungefähr gleich zu bemessen. Im Vergleich zu Hochmooren, die im naturnahen Zustand nahezu klimaneutral sind, weisen Niedermoore jedoch immer noch geringe THG-Emissionswerte auf (ebd.).

Da ein Großteil der ursprünglichen Moorflächen in Deutschland zum Zwecke der Bewirtschaftung drainiert wird, stellen sie eine bedeutende Quelle von THG dar. Neben den energiebedingten Emissionen sind sie derzeit die zweitgrößte Einzelquelle von THG in Deutschland (ebd.). Laut der Bodenübersichtskarte (BÜK 1:1.000.000; BGR 1997) gibt es in Deutschland eine Moorfläche von insgesamt 18.089 km<sup>2</sup>, wovon 71 % („32% Acker, 40% Grünland“; *fehlerhafte Prozentangabe nach Originalquelle*; (DRÖSLER et al. 2013)) landwirtschaftlich genutzt werden (DRÖSLER et al. 2013). Der Anteil der Moorfläche an der landwirtschaftlichen Fläche beträgt ca. 8 % (ebd.). Die klimarelevanten Niedermoore machen ca. 75 % der gesamten Moorfläche aus und werden zu 95 % landwirtschaftlich genutzt (HÖPER 2007). Ca. 80 % der THG-Emissionen aus Mooren stammen aus Niedermooren. Die Landwirtschaft ist für ca. 75 % der THG-Freisetzungen aus deutschen Mooren verantwortlich (HÖPER 2007, BEYER et al. 2015).

TABELLE 2: VERGLEICH DER THG-EMISSIONSWERTE AUS MOOREN VON DRÖSLER ET AL. (2013) UND HÖPER (2007)

Landnutzung	Hochmoor		Niedermoor		Wasserstand  Angabe nur bei Drösler et al. 2013  $cm < GOF$
	Drösler et al. 2013 (GWP 100)  $t CO_2\text{-Äq. ha}^{-1} a^{-1}$	Höper 2007 (GWP 100)  $t CO_2\text{-Äq. ha}^{-1} a^{-1}$	Drösler et al. 2013 (GWP 100)  $t CO_2\text{-Äq. ha}^{-1} a^{-1}$	Höper 2007 (GWP 100)  $t CO_2\text{-Äq. ha}^{-1} a^{-1}$	
Acker	k.A. [0]	16,3	33,8 (14,2 – 50,0) [4]	45,4	-70 (-29 bis -102)
Grünland intensiv/mittel	28,3 [1]	14,7	30,9 (21,3 bis 40,7) [5]	24	-49 (-39 bis -98)
Grünland extensiv trocken	20,1 [1]		22,5 (19,5 bis 30,9) [4]		-29 (-14 bis -39)
Grünland extensiv nass	2,2 (0 bis 4,4) [2]	14,1	10,3 (5,8 bis 16,3) [4]	17,8	-11 (6 bis -25)
Hochmoor trocken	9,6 (5,3 bis 12,1) [3]				-18 (-9 bis -25)
Naturnah/Renaturiert	0,1 (-1,8 bis 2,9) [3]	0,6	3,3 [-4,3 bis 11,9) [5]	5,4	-10 (-7 bis -14)
Überstau	8,3 (6,1 bis 10,4) [2]		28,3 (10,6 bis 71,7) [4]		14 (-8 bis 36)

Gemäß der Geologischen Übersichtskarte im Maßstab 1:200.000 existieren in Deutschland nur ca. 13.500 km<sup>2</sup> Moorfläche. Die genaue Flächengröße wird im Rahmen weiterer Vorhaben derzeit noch untersucht (DRÖSLER et al. 2013). Laut BÜK 1:1.000.000 hat Niedersachsen mit 38,2 % an der Gesamtfläche den höchsten Mooranteil zu verzeichnen (ebd.) und in Anbetracht der Relevanz von THG aus Mooren eine besondere Verantwortung für den Moorschutz.

In welchem Ausmaß THG-Emissionen aus landwirtschaftlicher Moor(um)nutzung in einem Zusammenhang mit dem Biogaskulturenanbau steht, kann bislang nicht quantifiziert werden. Auch wenn die Art der angebauten Kultur weniger ausschlaggebend für die Freisetzung von THG ist als die Höhe des Wasserspiegels und die Bodenbearbeitung, können Dauerkulturen wie die Silphie dazu beitragen, die C- und N-Mineralisierung auf diesen Standorten zu verlangsamen. Eine langfristige Vermeidung lässt sich jedoch nur durch eine (klimagerechte) Anhebung des Wasserspiegels und im besten Fall durch die Renaturierung der Fläche gewährleisten (ebd.). Beeinflusst werden kann die Höhe der Emissionen ebenfalls über die Höhe und Qualität der ausgebrachten Dünger. So werden in Nordwestdeutschland durch die Ausbringung von Schweine- und Geflügelfütterung zusätzliche Emissionen erzeugt (RÖDER et al. 2013).

### 2.3.3 Auswirkungen auf die Erholungsfunktion der Landschaft

Auch wenn die Bewertung der Erholungsfunktion der Landschaft nicht im Fokus dieser Arbeit steht, wird in den folgenden Artikeln mitunter (v.a. Kapitel 9) doch Bezug darauf genommen. Grund hierfür ist, dass sich

im Zuge der Befragungen niedersächsischer Landwirte herausstellte, dass ihre Bereitschaft zu Naturschutzmaßnahmen durch deren Wahrnehmbarkeit in der Landschaft beeinflusst werden kann (Weiteres hierzu, s. Kapitel 9). Dies ist mit hoher Wahrscheinlichkeit vor allem auf den Konflikt zwischen Biogasanbauern und Bevölkerung im Hinblick auf die „Vermaisung“ der Landschaft zurückzuführen (vgl. SCHEFTELOWITZ et al. 2014). Dieser Konflikt zwischen der Bevölkerung und den Biogasanbauern soll hier in aller Kürze wiedergegeben werden, da sie wesentlich für das Verständnis der Motive der biogasproduzierenden Landwirte für oder gegen Schutzmaßnahmen sind.

Die Veränderungen der Landnutzung (z.B. Grünland zu Acker), der angebauten Kulturen, Fruchtwechsel und Schlaggrößen werden von der Bevölkerung auf der Schlagebene, vor allem aber auf der Landschaftsebene realisiert und positiv oder negativ bewertet (HENDRIKS et al. 2000, WÖBSE 2002). Die Kulturart und ihr landschaftlicher Anteil bestimmt mit ihrer Farbe, ihrem Habitus (visuell, z.B. Sichtachsen; auditiv, z.B. Rauschen im Wind; mikroklimatisch), ihrer Blüheigenschaften (visuell, olfaktorisch), ihrer Phänologie, ihrer Bewirtschaftung (visuell, auditiv, z.B. Maschineneinsatz) aber auch ihrem Wert als Habitat für Ackerbegleitflora und Tierarten (z.B. Bewegung, Geräusche, Kontakt (z.B. auch bei Nutztieren), Artenvielfalt, Ästhetik) etc. das Landschaftserleben (vgl. WÖBSE 2002). Vor allem durch hochwüchsige flächendeckend angebaute Kulturarten kann die Wahrnehmung besonderer Kulturlandschaftseigenheiten beeinträchtigt werden (GÜNNEWIG et al. 2006). In Gegenden mit hohen Maisanteilen können Sichtachsen in der Landschaft durch dichte, hohe Maisbestände im Spätsommer und Frühherbst beschnitten werden. Das Ausmaß der Beeinträchtigung des Landschaftserlebens hängt jedoch auch von der Verteilung der Kulturart im Raum ab. Flächenmäßig ausgedehnte Maisbestände führen dabei zu einer Vereinheitlichung des Landschaftsbildes. Eine solche „Uniformierung“ der Landschaft wird von Menschen allgemein als negativ bewertet. Auf diese Weise kann ein weiträumig flächendeckender Maisanbau die Erholungsfunktion der Landschaft beeinträchtigen. Vor allem in ehemals stärker strukturierten und multifunktionalen Landschaften wird eine solche Vereinheitlichung negativer wahrgenommen (WIEHE et al. 2009). Eine abwechslungs-, strukturreiche Landschaft wird in der Regel bevorzugt (vgl. WÖBSE 2002). Die Vielfalt in der Landschaft zu bewahren, pflegen und entwickeln ist daher erklärtes Ziel nach § 1 des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG). Diese Vielfalt kann durch den Maisanbau jedoch auch begünstigt werden, wenn der Mais beispielsweise in ein von Winterkulturen geprägtes Fruchtartenspektrum integriert wird. Wenn dominierende Getreidefelder weiträumig bereits abgeerntet sind, können die noch bestehenden Maisfelder als strukturelle Abwechslung empfunden werden (GÖDEKE et al. 2011). Mögliche Konflikte sind jedoch abhängig von den Standortbedingungen sowie von der vorherigen/übrigen Nutzung der landwirtschaftlichen Flächen (SCHEFTELOWITZ et al. 2014). In einer Befragung von Unteren Naturschutzbehörden (UNB) aus 165 Landkreisen, die ca. 47% der gesamten landwirtschaftlichen Fläche aus ganz Deutschland abdecken, haben Scheftelowitz et al. (2014) Einschätzungen über Konflikte zwischen dem Energiepflanzenanbau mit dem Landschaftserleben gesammelt. Laut Aussagen der UNB bewirkt der auf ca. 78% der durch ihre Landkreise repräsentierten Flächen praktizierte Energiepflanzenanbau eine Vereinheitlichung des Landschaftsbildes. Die Veränderungen des Landschaftsbildes durch den Energiepflanzenanbau wurden fast ausschließlich negativ bewertet. Dies spiegelt auch die Meinung von Naturschutzbeauftragten, Lokalpolitikern und Tourismusverbänden wider (ebd.). Weiträumige Maismonokulturen wirken vor allem im norddeutschen Tiefland abschreckend auf Erholungssuchende wie Radfahrer, Touristen etc. (RÜSKAMP 17. September 2010, FEHMARN 24 HEILIGENHAFEN 2011, LÜTTICH-GÜR 30. August 2011). So wird an erster Stelle die „Vermaisung“ der Landschaft, also eine Vereinheitlichung des Landschaftsbildes bemängelt. An zweiter Stelle folgt eine Behinderung der Aussicht durch beschnittene

Sichtachsen (SCHEFTELOWITZ et al. 2014). Scheftelowitz et al. (2014) schlussfolgern auf der Basis ihrer Auswertungen daher, dass der Energiepflanzenanbau in einigen Regionen das Landschaftsbild spürbar verändert hat.

## 2.4 Maßnahmen

### 2.4.1 Artenschutzmaßnahmen

Die Intensivierung der Landwirtschaft führt vielerorts zu einer verarmten Strukturartenvielfalt und damit zu einem dezimierten Habitatvielfalt für Tier- und Pflanzenarten. Je vielfältiger das Strukturangebot in der Agrarlandschaft, desto vielfältiger ist auch das Habitatangebot, was mehr unterschiedlicheren Arten Lebensraum bietet. Gängige Maßnahmen zur Aufwertung der Habitatvielfalt sind der Schutz vorhandener und die Etablierung neuer Randstrukturen wie Hecken, Baumreihen, Feldraine, Ackerrandstreifen, Blühstreifen, Gewässerrandstreifen sowie flächiger Strukturen wie Feldgehölze, Gebüsche, Streuobstwiesen etc. (z.B. EISEN & DANIEL 2000, JEDICKE 1990, JEDICKE 1995, NIEDERMEIR-STÜRZER et al. 2012, JASTER & FILLER 2003). Auch Gewässerelemente wie Gräben, Bäche, Flüsse, Sölle, Teiche etc. bereichern (je nach Zustand) die Lebensraumvielfalt. Bei der Anlage von Strukturelementen kommt es nicht nur auf die Qualität (z.B. gebietseigenes bzw. regionales Saatgut/Pflanzmaterial an (vgl. PRASSE et al. 2011)). Auch die Lage der Habitate im Sinne der Biotopvernetzung, d.h. der Schaffung von Verbundachsen für lokale, regionale und überregionale Biotopverbundkonzepte, ist von entscheidender Bedeutung für den Erhalt und die Ausdehnung der Populationen (vgl. JEDICKE 1990, HÄNEL 2007, FUCHS et al. 2010).

Erhebliche Relevanz für die Artenvielfalt in der Agrarlandschaft hat jedoch vor allem die Art und Weise der Bewirtschaftung von Acker- und Grünlandflächen, da diese eine wichtige Habitatfunktion für Offenlandarten aufweisen. Der Düngemiteleinsatz sollte bedarfsgerecht erfolgen, also orientiert an den Gehalten verfügbaren Stickstoffs im Boden und dem individuellen Pflanzenbedarf. Laut Kaule (1986) sollen in der Intensivierungsphase Düngegaben von 60 kg/ha (stark bedrohte Arten nicht gefährdet), in einer Fruchtfolge von höchstens 180 kg/ha („einige standortspezifische Arten sind noch erhalten; Grenzbereich der ordnungsgemäßen Landw. im Sinne des Artenschutzes“; (ebd.)) optimaler Weise nicht überschritten werden. Außerhalb der Intensivierungsphase können die Düngegaben allerdings stark reduziert (mitunter sogar eingestellt) werden. Zumindest sollten sie außerhalb der Intensivierungsphase 100 kg/ha nicht überschreiten (ebd.). Ein Verzicht auf Pflanzenschutzmittel (PSM) wäre dabei aus der Perspektive des Artenschutzes optimal (ebd.). Eine weite (z.B. fünfgliedrige) Fruchtfolge auf Schlagebene wirkt sich am positivsten auf die Arten der Agrarlandschaft aus (BASTIAN & SCHREIBER 1999, KAULE 1986). Dabei sollten in einer fünfgliedrigen Fruchtfolge maximal zweimal Hackfrüchte und mindestens einmal Eiweiß- oder Ölfrüchte enthalten sein. Je weniger Hackfrüchte und je mehr Eiweiß- oder Ölpflanzen, desto besser. Durch die weitere Fruchtfolge kann massenhaftes Auftreten von Schädlingen und Problemarten verhindern. Damit reduziert sich auch der Bedarf an PSM (KAULE 1986). Auf der Landschaftsebene ist für die Artenvielfalt vor allem eine hohe Fruchtarten-diversität von Bedeutung. Die Berücksichtigung unterschiedlicher Habitatanforderungen der Arten begünstigt dabei die Artenvielfalt. Vor allem ein Vorhandensein von Kulturen mit unterschiedlichen Bearbeitungszeiträumen wirkt sich positiv auf die Arten aus, da den Arten so zu unterschiedlichen Zeiträumen Lebensraum geboten wird (vgl. Kapitel 3.3.1). Daher stellt die Einbindung von Sommerkulturanteilen (10-30 %) in ansonsten von Winterkulturen dominierte Agrarlandschaften eine wichtige Maßnahme dar (FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008, SCHERTLER & BILAU 2010). Positive Wirkung – v.a. auf Vögel und Kleinsäuger – haben Bodenbearbeitungsmaßnahmen, die Pflanzenreste über den Winter auf dem Acker belassen, wie eine Überwinterung der Stoppeln/späte Stoppelbearbeitung (MÜLLER-SÄMANN et al. 2003, FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008, WEIß & REICH 2011); Grubbern statt Pflügen (WEIß & REICH 2011, FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008) oder eine gehäckselte Zwischenfrucht (RÜHMKORF & REICH 2011).

Weitere Artenschutzmaßnahmen für die Ackerlandbewirtschaftung werden beispielsweise in Schertler und Bielau (2010), Fuchs und Stein-Bachinger (2008), van Elsen und Daniel (2000) beschrieben. Ausführlich dargestellt wurden Maßnahmen zum Schutz der Arten der Agrarlandschaft darüber hinaus auch von Vogel (2009). In den Anbau von Biomasse zur stofflichen Nutzung integrierte Maßnahmen werden in Müller-Sämann et al. (2003) diskutiert.

Auf Grünlandflächen können - wie auf Ackerflächen - unbewirtschaftete Randstreifen geeignet sein, um einen zusätzlichen Lebensraum zu bieten. Darüber hinaus spielen auf Grünland sowie auf Klee grasbeständen die Zeitpunkte von Bewirtschaftungsmaßnahmen wie Walzen und Mahd eine zentrale Rolle für den Artenschutz. Ein hoher erster Schnitt von ca. 14 cm unterstützt den Schutz von Vögeln und Feldhasen, ein hoher zweiter und dritter Schnitt von 10 cm kann zum Bestandsschutz von Heuschrecken, Amphibien oder dem Hauhechel-Bläuling (*Polyommatus icarus*) beitragen (FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008). Auch über die Verzögerung des Mahdtermins lässt sich großer Einfluss nehmen auf den Artenschutz. Findet der zweite Schnitt sieben oder acht Wochen nach dem ersten Schnitt statt, oder wird auf den zweiten Schnitt verzichtet, bei Pflegeschnitt ab Mitte August, bringt dies beispielsweise große Vorteile für die Bestände von Feldhase, Grauwammer und Feldlerche mit sich (ebd.). Auch Carius et al. (2008) stellten eine positive Wirkung auf den Artenbestand durch einen verzögerten Mahdtermin fest. Die Mahd sollte dabei von innen nach außen, bzw. von einer Seite zur anderen erfolgen, damit den sich zum Zeitpunkt der Mahd in der Fläche aufhaltenden Wildtieren ein Fluchtweg ermöglicht wird (FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008).

## 2.4.2 Klimaschutzmaßnahmen

### 2.4.2.1 Wiedervernässung und Umnutzung landwirtschaftlich genutzter Moore

Die wirksamste Maßnahme zur Vermeidung von THG und insbesondere CO<sub>2</sub>, ist die Bewahrung eines klimaschonenden Grundwasserflurabstandes von ca. -10 cm unter Geländeoberfläche (GOF) auf Moorböden (vgl. DRÖSLER et al. 2013, FREIBAUER et al. 2009), da Emissionen aus entwässerten Mooren zur stärksten THG-Quelle in der Landwirtschaft zählen (s.o.). Ein großflächiger Überstau sollte jedoch vor allem bei Niedermooren keinesfalls bei der Wiedervernässung erfolgen. In diesem Fall werden hohe Methan-(CH<sub>4</sub>)-Emissionen freigesetzt, durch die die Gesamtemissionen solche aus intensiver landwirtschaftlicher Flächennutzung sogar übersteigen können. In Hochmooren sind die Folgen für die THG-Bilanz bei Überstau zwar nicht ganz so verheerend, dennoch lassen sich hier mehr THG einsparen, wenn der mittlere Jahreswasserstand bei -10 cm liegt (DRÖSLER et al. 2013). Auch wenn auf den im klimazwei-Projekt (ebd.) untersuchten Moorstandorten keine signifikanten Unterschiede zwischen den Emissionswerten auf Grünland und Acker festgestellt werden konnten, wurden die höchsten Emissionen jedoch auf Acker beobachtet. Besonders hohe THG-Emissionen ergaben sich bei tiefer Drainage, geringen oder leicht abbaubaren Ernteresten, z.B. von Rüben, Silomais oder bei Strohabfuhr und geringer Wirtschaftsdüngung. Aber auch bei dem Versuch des C-Aufbaus durch Stroh und organische Düngung ließ sich der Torfschwund nicht auf das Niveau der Grünlandnutzung senken. Eine Etablierung von Grünland auf ackerbaulich genutzten Moorstandorten kann daher die Torfmineralisierung und damit den THG-Ausstoß reduzieren (ebd.).

### 2.4.2.2 Grünlandschutz und Grünlandneubegründung

Der Wert des Grünlandschutzes für die Einsparung von THG ist stark abhängig von den standörtlichen Bodeneigenschaften. Verschiedene Studien beschreiben die Bedeutung von Grünland für die C-Speicherung (vgl. POEPLAU et al. 2011, DEL GADO et al. 2003, JANSSENS et al. 2005, JONES 2010, VLEESHOUWERS & VERHAGEN 2002, LEIFELD et al. 2011, POTTER et al. 1999, SOUSSANA et al. 2004, VELLINGA et al. 2004, YAMULKI & JARVIS 2002). In früheren Publikationen wurde dem Grünlandschutz vor Umbruch auf (zumindest hydromorphen) mineralischen Böden noch eine gewisse Bedeutung für den Klimaschutz beigemessen (HÖPER & SCHÄFER

2012, SCHOLZ 2012). Auf der Basis angepasster Methoden zur C-Vorratserhebung schätzen Möller und Kenepohl (2014) die zu vermeidenden potentiellen CO<sub>2</sub>-Emissionen des Grünlandeschutzes auf mineralischen Standorten im Vergleich zu anderen landwirtschaftlichen THG jedoch als relativ unbedeutend ein. So können laut der Autoren nur ca. 5 % der jährlichen CO<sub>2</sub>-Emissionen aus der niedersächsischen Landwirtschaft eingespart werden, wenn ein Grünlandumbruch (von 1,2 % veranschlagter jährlicher Umbruchrate) vermieden wird. Allerdings ergaben die Berechnungen auch, dass sich die CO<sub>2</sub>-Emissionen aus Grünlandumbrüchen bei einer Einhaltung eines Umbruchverbotes (Basisjahr 2010) innerhalb von drei Jahren um 50 % und nach sieben Jahren sogar um 90 % verringern ließen. Damit könnten bis 2030 zwischen 13 000 und 25 000 kt CO<sub>2</sub> eingespart werden (ebd.).

Eine Grünlandneubegründung hat aufgrund des "Fast-out-Slow-in"-Prinzips eine noch geringere Klimarelevanz als der Grünlandeschutz zu verzeichnen. Selbst, wenn 5 % des niedersächsischen Ackerlandes in Dauergrünland umgewandelt würden, ließen sich dadurch nur ca. 3 % der landwirtschaftlichen THG-Emissionen ausgleichen (ebd.).

#### 2.4.2.3 Düngebasierte Maßnahmen

Der Einfluss von Maßnahmen zur Vermeidung landnutzungsbedingter N<sub>2</sub>O-Emissionen kann aufgrund der zeitlichen und räumlichen Variabilität der N<sub>2</sub>O-Emissionen nur schwer genau quantifiziert werden (REES et al. 2013a, FLECHARD et al. 2007). Metadatenanalysen geben jedoch Aufschluss über die ungefähre Relevanz der jeweiligen Einflussfaktoren (z.B. Klima- und Bodenbedingungen, Kulturart, Düngetechnik, Düngemenge, Düngezeitpunkt etc.) auf die N<sub>2</sub>O-Entstehung. Daraus lassen sich die wichtigsten Einflussfaktoren auf die Reduktion dieser Emissionen ableiten. Die Bewirtschaftung hat dabei als beeinflussbarer Faktor einen ähnlichen (z.T. sogar höheren Einfluss) auf die N<sub>2</sub>O-Emissionen wie die Klima- oder Standortparameter (REES et al. 2013a). Rees et al. (2013a) stufen dabei die Anpassung der Düngemenge an den tatsächlichen Bedarf mit ~ 0,5 t CO<sub>2</sub>-Äq. ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> als gleichzeitig sicherste und effektivste Stellschraube zur Reduktion von düngebasierten N<sub>2</sub>O-Emissionen ein. Um den tatsächlichen Bedarf zu ermitteln, müssen neben dem individuellen N-Bedarf der Kultur auch die Standortverhältnisse berücksichtigt werden. Hierbei muss auch die N-Nachlieferung aus der Düngung der Vorjahre einkalkuliert werden.

Auch andere Quellen betonen die Bedeutung der Vermeidung von N-Überschüssen durch eine bedarfsgerechte Düngung für die N<sub>2</sub>O-Reduktion (JUNGKUNST et al. 2006, DECHOW & FREIBAUER 2011, SCHÜTZE & GEUPEL, LI et al. 2013). Für Ruser (2010) hat die reduzierte N-Düngung ein Vermeidungspotential von maximal 20% und stellt für ihn damit (nach dem Einsatz von Nitrifikationshemmstoffen, s.u.) die zweit-effektivste Maßnahme dar. Da sich die Höhe der Lachgasemissionen v.a. aufgrund klimatischer und bodenspezifischer Bedingungen je nach Standort stark unterscheidet (HENSELER & DECHOW 2014, DECHOW & FREIBAUER 2011), ist daher eine Überprüfung sinnvoll, wo es zu besonders hohen Freisetzungen kommt und die Klima-Effektivität der N<sub>2</sub>O-Vermeidung durch angepasste Düngung daher besonders hoch ist (REES et al. 2013a).

Auch die zeitliche Anpassung der Düngegabe bietet ein hohes Potential zur Vermeidung von N<sub>2</sub>O-Emissionen (REES et al. 2013b), da extreme Wetterbedingungen wie Hitze oder Frost die N-Mineralisierung beeinflussen können (SCHÜTZE & GEUPEL). Vermieden werden sollte die N-Düngung, wenn zum Düngezeitpunkt oder in den darauffolgenden Tagen witterungsbedingt warme oder feuchte Böden vorherrschen, da dies den N<sub>2</sub>O-Ausstoß befördert. Der Düngezeitpunkt sollte unter Berücksichtigung der Witterungsaspekte zum Zeitpunkt der höchsten N-Aufnahme erfolgen. Dabei können N<sub>2</sub>O-Emissionen von ~ 0,3 t CO<sub>2</sub>-Äq. ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> eingespart werden (REES et al. 2013b). Dies gilt sowohl für mineralische als auch für organische Dünger. Allerdings ist der Zeitpunkt der Düngung zum Zeitpunkt höchster N-Aufnahme durch die Vegetation bei der organischen Düngung noch relevanter. Dies liegt daran, dass Schweine- und Rindergülle sowie Geflügelmist

im Vergleich zu strohbasiertem Festmist hohe Anteile schnell verfügbaren N besitzen und schneller Verluste (direkte N<sub>2</sub>O-Emissionen, Nitratauswaschungen – darüber wieder indirekte N<sub>2</sub>O-Austräge) erfolgen (ebd.). Die Wirksamkeit dieser Maßnahme ist nur mit einer gewissen Unsicherheit belegt, u.a., weil der Spielraum für die Wahl des perfekten Düngezeitpunktes für Landwirte in der Praxis häufig begrenzt ist (ebd.). Moderne Ausbringungstechniken können die Zeit zwischen Ausbringung von Wirtschaftsdüngern und ihrer Einarbeitung in die Ackerkrume verringern. Auf diese Weise können Ammoniakemissionen – ebenfalls eine Quelle indirekter N<sub>2</sub>O-Emissionen - reduziert werden (SCHÜTZE & GEUPEL). Bei der mineralischen Düngung kann der Ersatz von Harnstoffdüngern durch emissionsärmere mineralische Dünger zur Emissionsreduktion führen (ebd.). Die genaue Quantifizierung des im organischen Dünger enthaltenen N ist ebenso eine gute Möglichkeit, N<sub>2</sub>O-Emissionen zu vermeiden ( $\sim 0,4 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ). Der Erfolg dieser Maßnahme ist mit hohen Unsicherheiten behaftet, u.a., weil die genaue Abschätzung der N-Gehalte in der Praxis durch ihre hohe Variabilität häufig schwierig ist (REDECKER 2002). Eine umfassende Düngeberatung, die auch über eine zeitlich angepasste Düngung informiert, kann dazu beitragen, düngebasierte N<sub>2</sub>O-Emissionen zu reduzieren (SCHÜTZE & GEUPEL). Da die Bodenfeuchte ein relevanter Entstehungsfaktor für N<sub>2</sub>O ist, kann ein gut gepflegtes Drainagesystem ebenfalls dazu beitragen, die Böden zum Zeitpunkt der Düngung im Frühling möglichst gut abtrocknen zu lassen. Eine verbesserte Bodendrainage zeigt nach Rees et al. (2013b) für sehr nasse bewirtschaftete Standorte in Großbritannien die höchsten N<sub>2</sub>O-Einsparpotentiale ( $\sim 1 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ). Allerdings ist die tatsächliche Wirksamkeit dieser Potentiale mit hohen Unsicherheiten behaftet. Eine positive Wirkung auf die N<sub>2</sub>O-Verminderung wird auch dem Einsatz von Nitrifikationshemmstoffen zugeschrieben (RUSER 2010, REES et al. 2013b, LI et al. 2013). Laut Ruser (2010) können durch ihren Einsatz bis zu 40 % der N<sub>2</sub>O-Freisetzung vermieden werden. MacLeod et al. (2010) beziffern das Vermeidungspotential auf  $\sim 0,3 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ .

Auch durch den Anbau von Kulturen oder die Einführung von Anbausystemen mit geringem N-Bedarf bzw. hoher N-Effizienz kann der N<sub>2</sub>O-Ausstoß gesenkt werden (REES et al. 2013b).

Die Wirkung der Biogasproduktion auf die THG-Bilanz hinsichtlich der Gärresteausbringung scheint noch unklar. Zwar heben Glemnitz et al. (GLEMNITZ et al. 2014) entfallende THG-Emissionen hervor, die anderweitig im Zuge der Mineraldüngerproduktion entstehen. Allerdings betonen sie auch, dass aufgrund des höheren Transportgewichtes bei der Gärresteausbringung ein erhöhter Dieserverbrauch entstehe, der wiederum den THG-Ausstoß anhebe. Eine Bilanz stellen die Autoren jedoch nicht dar, so dass der letztendliche Effekt für das Klima unklar bleibt.

Wichtig im Hinblick auf die Reduktion des CO<sub>2</sub>-Ausstoß in der Düngung ist vor allem auch, kalziumkarbonathaltige Düngemittel sparsam und zielgerichtet einzusetzen (ebd.), da die Ausbringung dieser Dünger eine relevante THG-Quelle darstellt (HAENEL & RÖSEMANN 2014). Die Schleppschlauchtechnik galt häufig und lange als effektivste Alternative zur Pralltellerdüngung im Hinblick auf die Vermeidung von Ammoniak- und damit indirekten N<sub>2</sub>O-Emissionen. So wird mit einer Verminderung der N<sub>2</sub>O-Emission durch Anwendung des Schleppschlauchverfahrens anstelle der NH<sub>3</sub>-Injektionstechnik von  $> 100 \text{ kg CO}_2\text{-Äq./ha}$  gerechnet. Wird die Pralltellerapplikation durch den Schleppschlauch ersetzt, werden Einsparungen von ca.  $50 \text{ kg CO}_2\text{-Äq./ha}$  vermutet. Dies entspricht einer Gesamtminderung von 50 bzw. 25 %. (VENTEREA et al. 2005, PETER et al. 2009).

Bourdin et al. (2014) gehen jedoch davon aus, dass dieses Einsparpotential durch im Zuge der Schleppschlauchdüngung entstehende direkte N<sub>2</sub>O-Emissionen sowie durch die Ökosystemrespiration ausgeglichen werden kann. Eine Umstellung des Ausbringezeitpunktes vom Sommer auf den Frühling sei hingegen

aufgrund der Witterungs- und Bodenverhältnisse, die das Pflanzenwachstum beschleunigen, effektiver, sowohl für die Vermeidung von  $\text{NH}_3$  als auch von THG-Emissionen. Das Einsparpotential von Precision-Farming-Technik schätzt Ruser (2010) auf ca. 10 %.

## 2.5 Landwirtschaftliche Umweltberatungssysteme und Bedeutung der Informationsaufbereitung

### 2.5.1 Landwirtschaftliche Umweltberatungssysteme

Der Beratung von Landwirten zu Umweltwirkungen ihrer Flächenbewirtschaftung wird ein Potential zur Minderung negativer Auswirkungen der Landbewirtschaftung auf Natur und Landschaft zugeschrieben. Sie soll daher im Zuge der ELER-VO (EU) Nr. 1305/2013) besonders gefördert werden. In den vergangenen Jahren wurden unterschiedliche landwirtschaftliche Umweltberatungssysteme entwickelt, die Landwirte dabei unterstützen sollen, Auswirkungen ihrer Flächenbewirtschaftung auf unterschiedliche Güter von Natur und Landschaft zu bewerten (HALBERG et al. 2005, GOODLASS et al. 2001) und damit eine Entscheidungsgrundlage für eine angepasste Flächennutzung zu bieten. Die Systeme sind dabei sehr unterschiedlich ausgerichtet, sowohl hinsichtlich der Produktionslinien (Gartenbau, Acker-, Grünlandbewirtschaftung, Viehhaltung), der Datengrundlage (offizielle Grenzwerte, empirische Ergebniswerte anderer Betriebe, Expertenwissen), der Darstellung der Ergebnisse (verbal, textbasiert, Grafiken, GIS-basiert) als auch im Hinblick auf die untersuchten Naturgüter und der hierzu benutzten Indikatoren. Die meisten Umweltberatungssysteme haben ihren Fokus auf der Bewertung abiotischer Güter, einige berücksichtigen jedoch auch Auswirkungen auf den Artenschutz (vgl. GOODLASS et al. 2001, BOCKSTALLER et al. 2006). Sofern Auswirkungen auf den Artenschutz untersucht werden, werden dabei jedoch überwiegend der Einsatz von Nähr- und Schadstoffen durch Düngung und Pestizideinsatz untersucht (input-output accounting systems - IOA; (HALBERG et al. 2005, GOODLASS et al. 2001)). Anhang I gibt einen Überblick über derzeit gängige, in europäischen Ländern anwendbare landwirtschaftliche Umweltberatungssysteme, die unter anderem die Artenvielfalt und/oder den THG-Ausstoß aus der Landwirtschaft bewerten. Die Informationen zu den Bewertungskriterien und -Indikatoren sind der Literatur entnommen. Die Modelle wurden mit Ausnahme von MANUELA nicht selbst angewendet. Daher erhebt die Tabelle keinen Anspruch auf eine vollständige Darstellung aller Kriterien und Indikatoren der Biodiversitätsbewertungsfunktionen dieser Softwares, sondern gibt lediglich die Inhalte aus den entsprechenden Meta- (SCHADER et al. 2014, ZAPF & SCHULTHEIß 2013, ZAPF et al. 2009, GOODLASS et al. 2001, BOCKSTALLER et al. 2006) etc.) und Primärstudien (s. Legende Anhang I) wieder.

Auch in ihrem Einsatzgebiet unterscheiden sich die Modelle, was unter anderem der Komplexität und dem Umfang der Eingabeparameter geschuldet ist. Modelle wie REPRO (HÜLSBERGEN 2003) bieten dem Anwender einen zu großen Spielraum, zudem fehlt eine Anleitung zu den Indikatoren (BOCKSTALLER et al. 2006). Bockstaller et al. (2006) sehen hierbei ein Risiko, dass Indikatoren falsch gewählt werden und ein Ökopprofil von geringer Relevanz für den Betrieb erstellt sowie unpassende Maßnahmen ausgewählt werden. Damit haben REPRO sowie auch SALCA ihre vorrangigen Einsatzgebiete in der wissenschaftlichen Analyse (SCHADER et al. 2014). OCIS PG, RISE (ebd.), Kulturlandplan und MANUELA (HAAREN et al. 2008c) stellen hingegen eher Betriebsberatungssysteme bzw. im Falle von KUL/KNSL ein Betriebsanalysesystem dar (SCHADER et al. 2014, ZAPF & SCHULTHEIß 2013). Diese können dann auch durch den Landwirt oder auch durch einen Berater angewendet werden und eignen sich damit eher für die Praxis. Der Kulturlandplan zielt ausschließlich auf den Einsatz durch einen Berater ab (SCHERTLER & BILAU 2010, SCHERTLER). Zudem wendet sich dieses System vornehmlich an Biolandbaubetriebe. Als Zertifizierungssystem kommen KUL/KNSL und der DLG-Nachhaltigkeitsstandard zum Einsatz (SCHADER et al. 2014, ZAPF & SCHULTHEIß 2013).

Die Anwendungsebene ist bei fast allen in der Tabelle dargestellten Modellen der landwirtschaftliche Betrieb. Darüber hinaus lässt sich durch REPRO und SALCA eine produktspezifische Auswertung vornehmen (SCHADER et al. 2014).

Des Weiteren unterscheiden sich die Betriebsberatungssysteme in der inhaltlichen Erfassung und Darstellung der Ergebnisse. Während manche Systeme eine gesamtökologische Bewertung abgeben (z.B. Kulturlandplan; s. SCHERTLER, SCHERTLER & BILAU 2010), sind die Ergebnisse anderer Systeme (z.B. MANUELA; HAAREN et al. 2008c) auf das jeweilige Schutzgut (z.B. Artenschutz, Klimaschutz, Bodenschutz) bezogen.

Im Hinblick auf die Auswirkungen für den Artenschutz unterscheiden sich die Modelle stark in ihrer Herangehensweise. Nicht nur die betrachteten Indikatoren unterscheiden sich (s. Anhang I). So werden beispielsweise in den Systemen SALCA, INDIGO, dem DLG-Nachhaltigkeitsstandard etc. ausschließlich landwirtschaftliche Flächen bewertet. Ungenutzte Flächen sowie Randstrukturen außerhalb der Flächen bleiben im Gegensatz zu Modellen wie MANUELA, EMA, Kulturlandplan oder OCIS PG unberücksichtigt. Auch bewerten die meisten Umweltberatungssysteme die Umweltwirkungen ausschließlich auf Basis des Pressure-Faktors (vgl. DPSIR-Analyse; EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA) 2007). Die standörtliche Empfindlichkeit gegen einen bestimmten Wirkfaktor im Zuge der Bewirtschaftung, wie z.B. das Biotopentwicklungspotential (MANUELA, REPRO) oder die Anzahl vorkommender seltener oder bedrohter Arten (MANUELA, OCIS PG) oder auch Flächen in oder in der Nähe von Schutzgebieten (EMA) wird bei den meisten Systemen nicht berücksichtigt. Da sich die tatsächlichen Auswirkungen auf die Artenvielfalt jedoch je nach Standort (Bodeneigenschaften, Wasserhaushalt, Habitatquantität, -qualität und -vernetzung etc.) und Artenspektrum stark unterscheiden, erlaubt die ausschließliche Bewertung des Wirkfaktors keine ausreichende Bewertung der Wirkung auf den Artenschutz. Mit Ausnahme von MANUELA bewertet keines der Systeme die Landschaftselemente im Hinblick auf eine Biotopverbundfunktion.

Für die Berechnung von Treibhausgasen (THG) werden prozess-orientierte, empirische oder konzeptionelle Modelle angewendet. Prozess-orientierte Modelle bilden den jeweiligen Wissensstand über die Prozesse zwischen Atmosphäre, Boden, Vegetation und deren Beeinflussung durch die Flächennutzung ab. Sie simulieren Masse- und Energiezyklen des Zusammenspiels von Pedosphäre, Biosphäre und Atmosphäre in einer an die Prozessabläufe angepassten zeitlich-räumlichen Auflösung (HENSELER & DECHOW 2014, LEIP et al. 2011). Prozess-orientierte Modelle, die für die Bestimmung landwirtschaftlicher THG-Emissionen eingesetzt werden, sind beispielsweise DNDC (z.B. LI 2000, LEVY et al. 2007), PaSim (CALANCA et al. 2007, GRAUX et al. 2012), GAS-EM (DÄMMGEN 2008) oder CERES-EGC (LEHUGER et al. 2011). Diese Modelle erfordern jedoch in den meisten Fällen eine Reihe spezifischer Dateneingaben. Sie sind daher eher für den wissenschaftlichen Einsatz als für die unmittelbare Betriebsberatung und Anwendung durch den Landwirt selbst geeignet. Für diesen Zweck eignen sich für die Betriebsebene (z.T. webbasierte) konzipierte Modelle wie „Carbon Accounting for Land Managers“ - CALM (COUNTRY LAND & BUSINESS ASSOCIATION et al.), GHGwise oder der ClimateYardstick. Diese basieren in der Regel auf empirischen Ansätzen. Die empirischen Modelle stützen sich dabei i.d.R. auf Emissionsfaktoren, die den Vorteil besitzen, dass sie leichter nachvollziehbar sind (SCHILS et al. 2012). Wenn sie korrekt angewendet werden, können sie sinnvolle Instrumente darstellen, Bewusstsein für die Klimabedeutsamkeit der Landbewirtschaftung zu schaffen (ebd.). Da sich THG-Emissionen jedoch auch sehr in Abhängigkeit zu boden- und klimaspezifischen Standortfaktoren unterscheiden, ist es wichtig, neben den üblichen Emissionsfaktoren auch die Empfindlichkeit (sensitivity) über die Standortfaktoren zu berücksichtigen. Empirische (z.B. DECHOW & FREIBAUER 2011) und konzeptionelle Ansätze (JUNGKUNST et al. 2006) für die Abschätzung z.B. von N<sub>2</sub>O-Emissionen basieren auf Auswertungen schlaggenauer Messwerte unterschiedlicher Flächen aus Deutschland und Mitteleuropa, die Standortfaktoren wie

das Klima als wesentlichen Einflussfaktor auf die Entstehung von N<sub>2</sub>O-Emissionen berücksichtigen (HENSELER & DECHOW 2014). Allerdings kommen häufig auch Emissionsfaktoren zum Einsatz, wie z.B. die IPCC-Faktoren (IPCC ohne Jahr), die die Standortempfindlichkeit nicht berücksichtigen (s. Anhang I). So werden bei KUL/KSNL, INDIGO und SALCA lediglich pauschale Emissionsfaktoren von 1,25 % für die N<sub>2</sub>O-Berechnung angesetzt. Bei INDIGO wird noch der Bodentyp berücksichtigt. Anscheinend werden auch Berechnung und Pflugverzicht berücksichtigt, das Klima als sehr wichtiger Parameter aber nicht. Bei SALCA werden gar keine Empfindlichkeiten einbezogen. Dafür schätzt die Methode SALCA auch die gasförmigen Emissionen bei der Düngemittelherstellung ab sowie indirekte N<sub>2</sub>O-Emissionen aus Ammoniakverlusten und Nitratauswaschung. INDIGO bewertet nur die reinen N<sub>2</sub>O-Emissionen, nicht aber die Auswirkung auf den THG-Effekt (CO<sub>2</sub>-Äquivalente). Viele Modelle berechnen zudem nur die Emissionen aus der Landnutzung. THG-Emissionen aus Landnutzungsänderungen, wie im Falle von Umwandlungen von Grünland zu Acker, insbesondere auf organischen Böden, werden selten bewertet (s. Anhang I). Für die Bemessung von THG aus degradierten oder wiedervernässten Mooren haben Couwenberg et al. (COUWENBERG et al. 2008, COUWENBERG et al. 2011) das auf dem Indikatortyp des Vegetationstyps basierende GEST-Modell entwickelt. Der Vegetationstyp spiegelt dabei den wesentlichen Einflussfaktor des Wasserstandes wider, der mit der Höhe der THG korreliert. Nach Couwenberg (2008) erzielt das GEST-Modell dabei genauere Werte, als es durch den Einsatz der IPCC-default-Faktoren möglich wäre.

Betriebsberatungssysteme, die sowohl THG-Emissionen als auch die Auswirkungen der Landwirtschaft auf die Biodiversität bewerten (s. Anhang I), sind daher vorteilhaft, weil sie Synergien und Konflikte von Maßnahmen für unterschiedliche Schutzgüter aufdecken können und der Landwirt so eine wichtige Entscheidungsgrundlage erhält (SCHILS et al. 2012).

Ein wesentlicher Unterschied zwischen den einzelnen Umweltberatungssystemen liegt zudem in der visuellen Informationstransformation. Die meisten der Umweltberatungssysteme präsentieren ihre Ergebnisse in einer grafischen Benutzeroberfläche anhand von tabellarisch aufgebauten Ausgabefenstern, z.T. auch mittels Diagrammen, Radar-Grafiken etc. Eine kartographische Darstellung (GIS-basiert) konnte neben dem MANUELA-System nur noch für den DLG-Nachhaltigkeitsstandard identifiziert werden. Im folgenden Kapitel wird die Bedeutung der Informationsaufbereitung für die Informationsaufnahme, -verarbeitung und -speicherung geschildert.

### 2.5.2 Bedeutung der Informationsaufbereitung für die Informationsaufnahme, -verarbeitung und -speicherung

Die Auswirkungen landwirtschaftlicher Flächennutzung auf die Landschaftsfunktionen werden in den derzeit auf der Betriebsebene eingesetzten Umweltinformationssystemen unterschiedlich dargestellt. So stellen einige Systeme ihre Ergebnisse ausschließlich tabellarisch dar, andere arbeiten mit formularbasierten Eingabe- und Ausgabefenstern und/oder mit Polygon-, Radar-, o.ä. Grafiken, andere Systeme sind GIS-basiert. Inwiefern eine grafische oder aber eine tabellarische Informationsaufbereitung am Vorteilhaftesten für die Aufnahme, Verarbeitung und Speicherung der Informationen ist, wird in der Literatur bereits seit über 70 Jahren diskutiert (MEYER 2000). Eindeutige Aussagen scheinen hier jedoch schwierig, da es mehrere Parameter gibt, die über eine optimale Darstellungsform entscheiden. Auch wenn Systemdesigner und -benutzer den Einsatz von Grafiken gegenüber der tabellarischen Darstellungsform häufig bevorzugen, überwiegen jedoch die empirischen Studien, die den Tabellen größere Vorteile in der Informationsverarbeitung als den Grafiken attestieren (MEYER et al. 1999). So konnten Meyer et al. (1999) 12 Studien identifizieren, die Tabellen eine bessere Informationsvermittlung zuweisen, 10 Studien, die keinen Unterschied zwischen Tabellen und Grafiken sehen und 7 Studien, die die grafische Darstellungsform für vorteilhafter erachten.

Entscheidend für die Informationsverarbeitung ist jedoch nicht nur, ob eine Grafik oder eine Tabelle verwendet wird, sondern auch die Art ihrer Darstellung. Menschen haben eine sehr begrenzte Kapazität bei der Aufnahme von Informationen. Daher müssen sie Informationen vorselektieren, um die Aufnahmemenge auf ein verarbeitbares Maß zu reduzieren (MANGOLD 2012). Gewählt und verarbeitet werden dabei die Informationen, denen das menschliche Gehirn mehr Aufmerksamkeit schenkt. Wird nur wenig Aufmerksamkeit auf eine Information gelenkt, werden diese nur unbewusst und oberflächlich verarbeitet. Bei einer starken Aufmerksamkeit hingegen erfolgt die Informationsverarbeitung bewusst und nachhaltig (ebd.). Welcher Reizquelle wieviel Aufmerksamkeit zuteil wird, ist sowohl von den Eigenschaften der Reizquelle als auch von der rezipierenden Person abhängig. Hinsichtlich der Eigenschaften der Reizquelle werden vor allem auffällige, ergo v.a. laute, bewegte, große, helle oder bunte Reize wahrgenommen. Im Hinblick auf die Abhängigkeit der Aufmerksamkeitslenkung von der Person kann gesagt werden, dass Informationen, die für eine Person ungewohnt, neu oder mit bestimmten Motiven verknüpft sind eher mit Aufmerksamkeit bedacht werden. Im Rahmen der Wahrnehmung, versucht die wahrnehmende Person eine für sie sinnvoll erscheinende Interpretation der Reizquelle abzuleiten. Zu diesem Zweck muss das Wahrgenommene identifiziert werden (ebd.). Die visuelle Wahrnehmung spielt hier eine wichtige Rolle. Um ein Objekt erkennen zu können, werden zuerst sein Umriss durch wesentliche Formelemente wie horizontale, schräge oder vertikale Linien, Bögen, Winkel, Kreise festgestellt. Die so identifizierten Elemente sowie die räumlichen Beziehungen zwischen ihnen, gleicht die Person dann mit ihr bekannten, im Langzeitgedächtnis gespeicherten Strukturen ab. Auf diese Weise wird das betrachtete Objekt erkannt (BIEDERMANN 1987).

Raumbeziehungen spielen in der Vermittlung von Umweltinformationen eine entscheidende Rolle. Individuen erfassen und interpretieren räumliche Relationen anhand von gestaltpsychologischen Prinzipien:

- sie unterscheiden zwischen im Vordergrund oder Hintergrund gelegenen Objekten („Figur-Grund-Prinzip“; MANGOLD 2012);
- sie vervollständigen, wenn erforderlich, Umrisse von Objekten zu einer für sie annehmbaren Gestalt („Prinzip der subjektiven Konturen“; ebd.);
- sie gruppieren Objekte hinsichtlich ihrer Nähe zueinander, ihrer Ähnlichkeit und „guter Fortsetzung“ (Muster; „Gruppierungsprinzipien“; ebd.).

Diese Relevanz von Strukturen bestätigen auch Meyer et al. (1999) die in ihrer Untersuchung zu dem Ergebnis kommen, dass eine grafische Darstellung einer tabellarischen dann hinsichtlich der Informationsrezeption überlegen ist, wenn die Grafiken strukturiert sind und die Struktur eine Relevanz für das Ziel (des Betrachters) hat. Die Verleihung einer Relevanz ist für Meyer et al. (1999) dabei abhängig von den Vorkenntnissen des Beobachters und davon, ob er die betrachteten Strukturen im Abgleich mit seinen Vorkenntnissen wiedererkennt.

Wenn es um die Darstellung räumlicher Zusammenhänge geht, muss die Fragestellung hinsichtlich der Vorzüglichkeit einer tabellarischen oder grafischen Informationsvermittlung um den Einsatz von Karten erweitert bzw. die grafische Darstellung durch die kartographische spezifiziert werden. In der geographischen Literatur wird die kartographische Visualisierung als wichtiges, effektives Instrument zur Bestandsaufnahme, Analyse und Kommunikation räumlicher Zusammenhänge betrachtet (WOOD 1994). Die kartographische Darstellung von Informationen bietet die Möglichkeit, relevante Sachbestände hervorzuheben. Die Filterung relevanter und die Aussortierung irrelevanter Informationen ist insofern erforderlich, als dass das menschliche Hirn nur eine begrenzte Anzahl von Informationen gleichzeitig aufnehmen und verarbeiten

kann (PICK 2005, MANGOLD 2012). Steigt die Komplexität von Fragestellungen/ Aufgaben ist eine Hilfe erforderlich, den Informationsstau im Arbeitsspeicher zu reduzieren. Darstellungen in GIS können ein sogenanntes "externes Gedächtnis" darstellen, die Entscheidungsträgern dazu verhelfen können, ihre begrenzte räumliche Vorstellungskraft und räumliche Informationsverarbeitung zu kompensieren. Dies ist vor allem bei größeren räumlichen, multi-dimensionalen oder -funktionalen Informationen von Bedeutung (PICK 2005). Bei komplexeren Zusammenhängen, gerade, wenn Nachbarschaftsverbindungen und räumliche Verbindungen bestehen, bieten sich GIS-basierte Instrumente an, da so lange Problemlösungszeiten und Fehlerpotentiale tabellarischer Darstellungen vermieden werden (SMELCER & CARMEL 1997, DENNIS & CARTE 1998).

## 2.6 Unsicherheiten in der Aussagegenauigkeit von THG-Modellen

Da die THG unter dem Einfluss vieler unterschiedlicher Faktoren (Klima, Boden-Wasserhaushalt, Nährstoffhaushalt, Bodentextur, Bodenbearbeitung, Vegetation etc.) und ihrem Zusammenspiel entstehen, gelten sie als sehr variabel und komplex und sind noch nicht hinreichend erforscht. Aufgrund des mangelnden Verständnisses für die der THG-Entwicklung zugrundeliegenden Prozesse, der mangelnden Datenqualität und Validierung der Ergebnisse, einer wetterabhängigen Variabilität, uneinheitlicher Messtechniken und begrenzten Kapazitäten für die sehr aufwändigen THG-Messungen sind die Aussagen zur Höhe von THG-Ausstößen in der Regel mit hohen Unsicherheiten behaftet (OLANDER et al. 2014, GIBBONS et al. 2006). Die Unsicherheitenanalyse basiert auf dem Gedanken, über die Verlässlichkeit/Korrektheit eines berechneten Ergebnisses – in diesem Fall über die THG-Entwicklung – zu informieren, indem offengelegt wird, ob und welche Unsicherheiten den Berechnungsparametern bzw. der Berechnung zu Grunde liegen (COLOMB et al. 2013).

THG-Emissionswerte aus der Landwirtschaft gehen je nach betrachtetem Emissionsprozess mit sehr hohen Unsicherheiten einher (ebd.). THG-Rechner geben keine Hinweise auf Unsicherheiten, so dass es schwierig für die Nutzer ist, sich ihrer bewusst zu werden. Eine Möglichkeit, Unsicherheiten zu reduzieren, ist, die Genauigkeit der Eingangsdaten für den Faktor mit dem höchsten Einfluss auf die THG-Entwicklung zu verbessern, wie z.B. die im Falle der Düngung ausgebrachte N-Menge. Die Unsicherheit, die mit der zeitlichen Variabilität von Witterung und Bewirtschaftung verbunden ist, kann durch die Anwendung von langjährigen Durchschnittswerten vermindert werden (ebd.). Untersuchungen kleinerer Flächen ergeben dabei immer größere Unsicherheiten hinsichtlich der THG-Abschätzung als die Untersuchung größerer Areale. Hier finden sich die THG-Werte eher im Bereich des Durchschnittswertes wieder (COLOMB et al. 2013, KROS et al. 2012). Auch Emissionsfaktoren, wie beispielsweise die gängigen IPCC-Emissionsfaktoren, sind mit hohen Unsicherheiten behaftet. Hierfür gibt es viele Ursachen, wie z.B. eine zu starke Vereinheitlichung der Werte unterschiedlicher Wirkfaktoren und standörtlicher Empfindlichkeiten. Dies trifft besonders für den Tier<sub>5</sub>(EF<sub>5</sub>)- (MILNE et al. 2014) und den Tier<sub>1</sub>(EF<sub>1</sub>)-Faktor (COLOMB et al. 2013, MILNE et al. 2014) für N<sub>2</sub>O zu. Letzterer ist für die N-Einträge sowohl mineralischer als auch organischer Dünger, Pflanzenreste und in Böden mineralisierten N durch SOC-Verluste für alle Bodenarten/-typen, Klimate, N-Dünger und Bodenbearbeitungspraktiken identisch (0,01; IPCC ohne Jahr, COLOMB et al. 2013). Dabei bewegen sich die N<sub>2</sub>O-Werte laut IPCC zwischen 0.003 und 0.03, womit die Unsicherheiten für den EF<sub>1</sub>-Faktor über 100 % liegen (COLOMB et al. 2013).

## 2.7 Steuerung von „problems of fit“ durch kumulative und indirekte Umweltauswirkungen sowie der Interaktion von Umweltauswirkungen durch die landwirtschaftliche Flächennutzung

Landwirtschaftliche Flächennutzungen und andere Raumnutzungen können je nach Empfindlichkeit mehr oder minder negative oder positive Auswirkungen auf die Güter von Natur und Landschaft ausüben. Die

Planung und Politik ist dabei immer wieder mit dem Problem konfrontiert, dass die Grenzen landnutzungs-induzierter Umweltfolgen nicht mit den Grenzen der entscheidungsbefugten Verwaltungsebenen übereinstimmen, bzw. die Umweltfolgen auf Verwaltungsebenen bearbeitet werden, die nicht mit der Grenze des Umweltproblems übereinstimmen (vgl. Kap. 5. Paper II: „Scale-relevant impacts of biogas crop production: A methodology to assess environmental impacts and farm management capacities“; s. auch LUTZE et al. 2003). Diese sogenannten „problems of fit“ (vgl. CASH et al. 2006, YOUNG 2002, FOLKE et al. 2007), „cross-scale“-, „cross-level“ (CASH et al. 2006, GIBSON et al. 2000) oder auch „transboundary“-Probleme (HARRIS et al. 2001, CASH et al. 2006) stellen eine besondere Herausforderung für die Umweltplanung und -Politik dar und führen nicht selten zu einem unzureichenden, nicht nachhaltigen Ressourcenmanagement (FOLKE et al. 2007).

Direkte Auswirkungen (Abb. 6), d.h. solche, die von einem einzelnen betrachteten Wirkfaktor ausgehen, lassen sich im Vergleich mit der standortspezifischen Empfindlichkeit ermitteln (ökologische Risikoanalyse, FÜRST 2008; Anwendungsbeispiel, s. WIEHE et al. 2010). Indirekte Auswirkungen (Abb. 7), sowie kumulative Auswirkungen, die erst durch das Zusammenwirken mehrerer Flächennutzungen und ihrer Wirkfaktoren entstehen (vgl. Abb. 8), sind hingegen weitaus schwieriger zu bewerten.

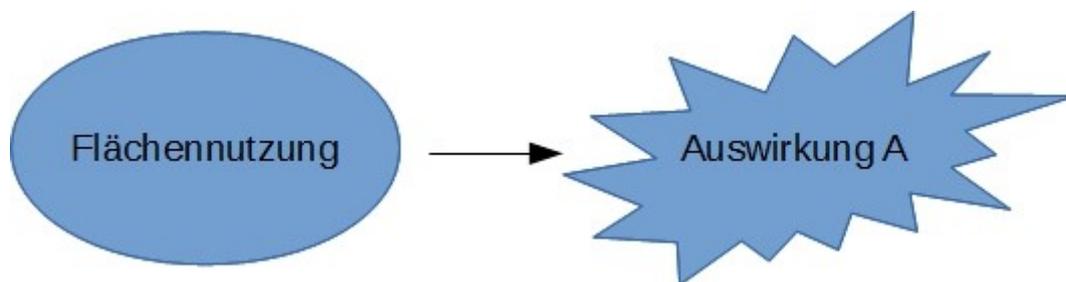
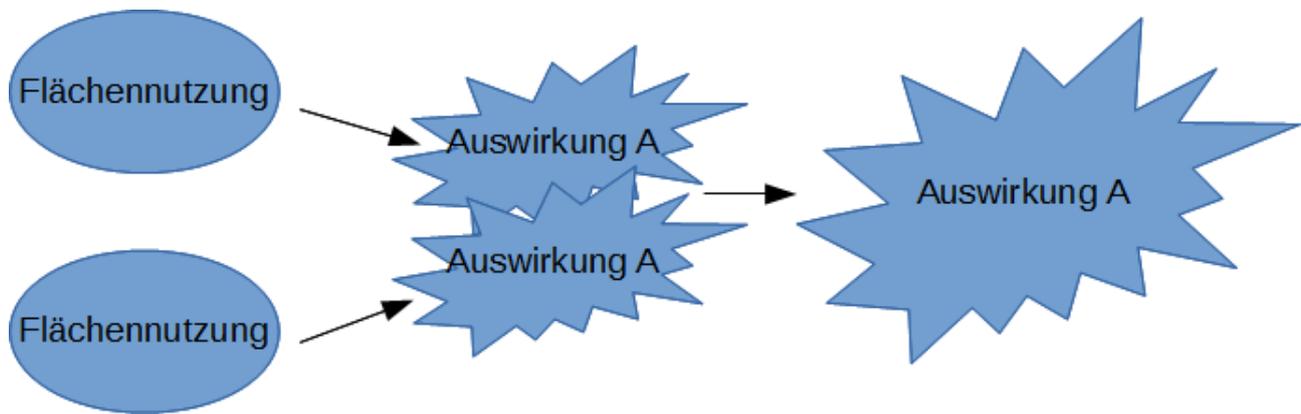


ABBILDUNG 6 DIREKTE AUSWIRKUNGEN EINER FLÄCHENNUTZUNG



ABBILDUNG 7 INDIREKTE AUSWIRKUNGEN EINER FLÄCHENNUTZUNG (VERÄNDERT NACH Walker & Johnston 1999)



**ABBILDUNG 8 KUMULATIVE AUSWIRKUNGEN VON FLÄCHENNUTZUNGEN (VERÄNDERT NACH Walker & Johnston 1999).**

In der Richtlinie für die Untersuchung indirekter und kumulativer Auswirkungen und Interaktionen von Auswirkungen („Guidelines For The Assessment Of Indirect And Cumulative Impacts And Impact Interactions“; WALKER & JOHNSTON 1999) der Europäischen Kommission werden indirekte Auswirkungen wie folgt definiert:

*„Indirect Impacts*

*Impacts on the environment, which are not a direct result of the project, often produced away from or as a result of a complex pathway. Sometimes referred to as second or third level impacts, or secondary impacts. For example:*

- *a development changes the water table and thus affects a nearby wetland causing an impact on the ecology of that wetland;*
- *visual impact from the use of noise attenuation barriers as a mitigation measure;*
- *the development of a project, which in turn, attracts ancillary developments.“ (ebd.)*

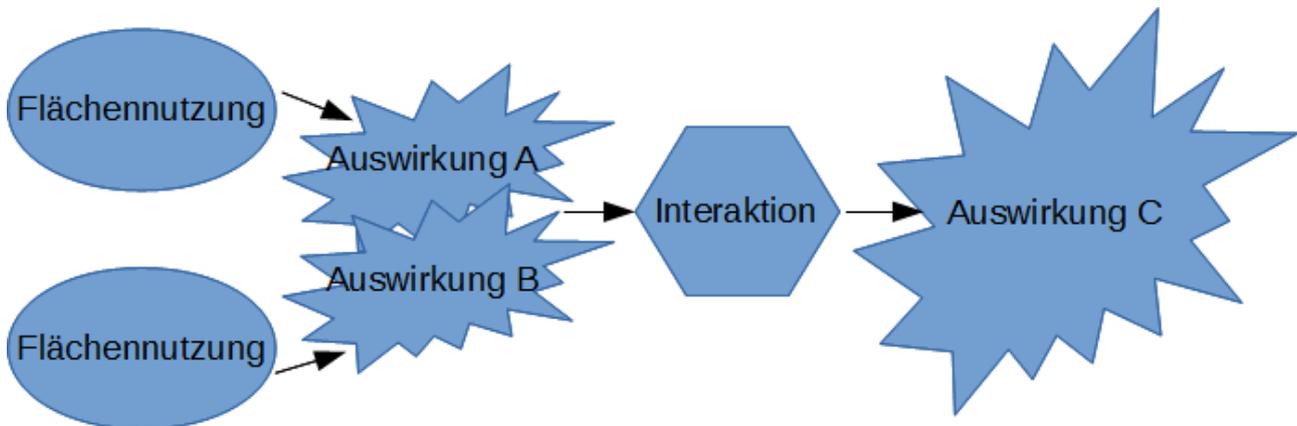
Kumulative Auswirkungen werden in der Richtlinie beschrieben als:

*„Cumulative Impacts*

*Impacts that result from incremental changes caused by other past, present or reasonably foreseeable actions together with the project. For example:*

- *incremental noise from a number of separate developments;*
- *combined effect of individual impacts, e.g. noise, dust and visual, from one development on a particular receptor;*
- *Several developments with insignificant impacts individually but which together have a cumulative effect, e.g. development of a golf course may have an insignificant impact, but when considered with several nearby golf courses there could be a significant cumulative impact on local ecology and landscape.“ (ebd.)*

Ebenfalls schwieriger vorherzusehen als die direkten Auswirkungen eines Wirkfaktors sind Auswirkungen, die entstehen, wenn sich zwei oder mehrere Auswirkungen von Flächennutzungen so beeinflussen, dass es zu einer weiteren, u.U. anders gearteten Auswirkung kommt (s. Abb. 9).



**ABBILDUNG 9 AUSWIRKUNGEN DER INTERAKTIONEN UNTERSCHIEDLICHER AUSWIRKUNGEN VON FLÄCHENNUTZUNGEN (VERÄNDERT NACH Walker & Johnston 1999)**

Die Auswirkungen solcher Auswirkungs-Interaktionen beschreiben Walker et al. (1999) wie folgt:

*„Impact Interactions*

*The reactions between impacts whether between the impacts of just one project or between the impacts of other projects in the area.*

- *a chemical plant producing two streams of waste that are individually acceptable but react in combination producing highly significant levels of pollution;*
- *emissions to air from one project reacting with emissions from an existing development.*
- *two major developments being constructed adjacent to one another and during overlapping time periods will have many interactive impacts, from land use issues to construction and operational noise.“ (ebd.)*

Mit dem Inkrafttreten (1985, Umsetzungsfrist bis Juli 1988) der Richtlinie zur Umweltverträglichkeitsprüfung (85/337/EWG) müssen mögliche kumulative Effekte geplanter Projekte berücksichtigt werden. Die Umsetzung in nationales Recht erfolgte in Deutschland mit dem Gesetz zur Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG) mit einer Gültigkeit vom 1. August 1990 und der derzeit aktuellsten Fassung vom 31.08.2015. Die Anlagen zur Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) definieren, für welche Vorhaben die UVP verpflichtend ist (Anlage 1) bzw. welche Vorprüfkriterien für Vorhaben existieren, deren UVP-Pflicht nicht eindeutig zu bestimmen ist. In Anlage 4 sind Pläne und Programme aufgelistet, die eine Strategische Umweltprüfung erfordern. Die Strategische Umweltprüfung bezweckt die Ermittlung und Bewertung der Umweltauswirkungen von Planungswerken als Entscheidungsbasis. Sie enthält folgenden Passus über die Vermeidung kumulativer Effekte:

*„Anlage 4 Kriterien für die Vorprüfung des Einzelfalls im Rahmen einer Strategischen  
Umweltprüfung*

*(Fundstelle des Originaltextes: BGBl. I 2010, 128)*

*Nachstehende Kriterien sind anzuwenden, soweit auf Anlage 4 Bezug genommen wird.*

*[...]*

*2. Merkmale der möglichen Auswirkungen und der voraussichtlich betroffenen Gebiete,  
insbesondere in Bezug auf*

*2.1 die Wahrscheinlichkeit, Dauer, Häufigkeit und Umkehrbarkeit der Auswirkungen;*

*2.2 den kumulativen und grenzüberschreitenden Charakter der Auswirkungen;*

*[...]*

*2.4 den Umfang und die räumliche Ausdehnung der Auswirkungen;“ (UVPG)*

Während die kumulativen Auswirkungen in 2.2 der Anlage 4 unmittelbar Erwähnung finden, können jedoch auch 2.1 und 2.4 indirekt im Zusammenhang mit kumulativen Auswirkungen stehen. Im Text zur UVP selbst findet sich kein unmittelbarer Passus zu kumulativen Auswirkungen.

Die Richtlinie für die Untersuchung indirekter und kumulativer Auswirkungen und Interaktionen von Auswirkungen der Europäischen Kommission (WALKER & JOHNSTON 1999) gibt Hinweise zur Identifizierung, Erfassung und Bewertung von indirekten und kumulativen Auswirkungen sowie Interaktionen verschiedener Auswirkungen von Projekten. Auch für Pläne, Programme und Politiken können die Hinweise ggf. eine Hilfestellung bieten (ebd.). Die Richtlinie verweist darauf, dass die Identifizierung, Erfassung und Bewertung der indirekten, kumulativen und interaktiven Auswirkungen in die folgenden Phasen der Umweltverträglichkeitsprüfung integriert werden sollte:

- Prüfen von Alternativen / Projektumsetzbarkeit
- Scoping
- Bestandsaufnahme
- Projektplan
- Untersuchung der Auswirkungen
- Entwicklung von Vermeidungsmaßnahmen
- Monitoring und Abwicklung des Projektes (ebd.).

Die Identifizierung und Vermeidung indirekter und kumulativer Auswirkungen sowie Interaktionen von Auswirkungen auf Natur und Landschaft, die durch die landwirtschaftliche Flächennutzung verursacht werden, ist gegenwärtig nicht gesetzlich geregelt. Die landwirtschaftliche Flächennutzung fällt – sofern es sich dabei nicht um Flächenumwandlungen von (> 1 ha) oder in Wald (> 2 ha) sowie die Umnutzung von Ödland oder naturnaher Flächen (> 1 ha standortbezogene Vorprüfung, > 10 ha allgemeine Vorprüfung, > 20 ha UVP-pflichtig) handelt – nicht unter die SUP/UVP-Pflicht.

## 2.8 Bereitschaft und Kapazitäten von Landwirten zur Umsetzung von Naturschutzmaßnahmen

Bisherige Ergebnisse aus der Literatur zu der Bereitschaft von Biogaskultur-Anbauern und anderen Landwirten können Kapitel 9 entnommen werden.

## 2.9 Forschungsbedarf

Wie in den vorherigen Kapiteln ausgeführt wurde, kann der Biogaskulturenanbau sowohl negative als auch positive Effekte auf den Arten-, Biotop und Klimaschutz ausüben, je nach Intensität und Ausdehnung bestimmter Bewirtschaftungsweisen sowie der standörtlichen Empfindlichkeiten der Anbaugelände. Dabei werden in der Literatur sowohl unspezifische (z.B. bei Anbau gleicher Kulturen wie im Futter- oder Nahrungsmittelanbau) als auch spezifische Wirkungen (z.B. spezielle Anbauformen zur Biogassubstratgewinnung wie Zweikultur und GPS-Anbau) beschrieben. Auch werden unterschiedliche Artenschutz-, Biotopschutz- und Klimaschutzmaßnahmen zur Vermeidung sowohl genereller als auch durch den Energiepflanzenanbau verursachter Schädigungen diskutiert. Sowohl im Hinblick auf die Auswirkungen als auch mit Blick auf die Maßnahmenempfehlungen besteht jedoch noch Forschungsbedarf. So zeigen die Beispiele von Landkreisen, in denen der Maisanteil soweit dominiert, dass

- die Existenz von Populationen diesbezüglich empfindlicher Arten wie Feldlerche, Grauammer, Rebhuhn, Feldhase etc. potentiell gefährdet (Kap. 2.3.1.1, Kap.2.3.1.2) ist,
- die Erholungsfunktion durch die Beschränkung von Sichtachsen und Uniformierung der Landschaft beeinträchtigt wird (Kap.2.3.3),
- in direkter oder indirekter Folge Grünlandflächen auch auf feuchten Standorten umgewandelt werden, was zu einem erhöhten THG-Ausstoß führt (vgl. Kap.2.3.2.1),
- sowie weitere Landschaftsfunktionen beeinträchtigt werden, wie die natürliche Ertragsfähigkeit der Böden durch unterlassenen Fruchtwechsel,
- die Wasserdargebotsfunktion durch erhöhte Nitratbelastung (NITSCH et al. 2008, GLEMNITZ et al. 2014),

dass Schädigungen auf Natur und Landschaft nicht hinreichend vermieden werden. Dies mag einerseits an der begrenzten Kapazität harter Instrumente zur Umsetzung des Vorsorgeprinzips liegen (vgl. Kap.12). Andererseits mangelt es auch an Untersuchungsansätzen, potentielle Umweltauswirkungen des Biogaskulturenanbaus (sowie landwirtschaftlicher Praktiken allgemein) rechtzeitig zu erfassen, die aufgrund ihrer sowohl direkten als auch indirekten Wirkung, des kumulativen Auftretens des Wirkkomplexes oder der Interaktionen von Auswirkungen die Grenzen einzelner Entscheidungs- bzw. Verwaltungsebenen (Betrieb – Kommune – Landkreis – Land – Bund) überschreiten. Untersuchungen zu kumulativen Effekten sind bei physio-chemischen Veränderungen wesentlich weiter fortgeschritten als bei biologisch-ökologischen, da es bei ersteren einen größeren Konsens darüber gibt, welche Parameter sich für die Messung von kumulativen Auswirkungen eignen (SONNTAG 1987). Zwar unterscheiden einzelne Publikationen die Auswirkungen auf verschiedene Arten der Agrarlandschaft für die Schlag- und die Landschaftsebene (z.B. WIEHE et al. 2010, GLEMNITZ et al. 2014, TILLMANN & VOIGT 2011). Auswirkungen auf größeren räumlichen Skalen (überregional) sowie Langzeiteffekte werden hingegen in den Untersuchungen i.d.R. vernachlässigt. Insgesamt mangelt es an Erkenntnissen und Handlungsempfehlungen, wie sich Auswirkungen, die räumliche und zeitliche Planungsebenen überschreiten, untersucht werden können und welche Steuerungsansätze den Konflikten grenzüberschreitender Auswirkungen der Landbewirtschaftung gerecht werden können.

Im Hinblick auf die Auswirkungen der Landnutzung und Landnutzungsänderung auf die THG-Entwicklung sind im Verlauf der Doktorarbeit unterschiedliche Publikationen erschienen, mitunter sogar mit Bezug auf den Energiepflanzenanbau (z.B. GLEMNITZ et al. 2014). Nichtsdestotrotz sind Aussagen zur Emissionshöhe unterschiedlicher Bewirtschaftungsweisen noch mit hohen Unsicherheiten behaftet. Mitunter widersprechen sich die Literaturwerte auch in der Tendenz der Wirksamkeit mancher Maßnahmen zur Vermeidung von THG aus der Flächennutzung (z.B. im Hinblick auf die Effizienz der Schleppschlauchtechnik).

Im Hinblick auf Maßnahmen einer artenschutzfreundlichen Bewirtschaftung existieren zwar einige Handlungsempfehlungen (z.B. ELSSEN & DANIEL 2000, SCHERTLER & BILAU 2010, FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008), zu ihrer Praktikabilität und Übertragbarkeit auf andere Landnutzungskonzepte, Naturräume, Betriebsformen gibt es aber wenig Erkenntnisse. Auch die Empfindlichkeit der Maßnahmenflächen wird selten berücksichtigt bei der Erstellung von Maßnahmenkonzepten. Diese Aspekte sind wesentlich für den ökologischen Maßnahmenenerfolg, aber auch für die Bereitschaft des Landwirts, die Maßnahme überhaupt umzusetzen. Über die Motive und Kapazitäten von Nahrungs- und Futtermittel produzierenden Landwirten, naturschutzfachliche Maßnahmen in ihren Betriebsablauf zu integrieren, gibt es unterschiedliche Veröffentlichungen (z.B. NIENS & MARGGRAF 2010, WEIS et al. 2000, WILSTACKE & PLANKL 1988, MANTE & GEROWITT 2009 etc.). Zur Akzeptanz naturschutzfachlicher Maßnahmen bei Biogaskulturanbauern, wie sie Holst et al. (2014) untersuchten, sind bislang jedoch kaum Ergebnisse bekannt. Da Biogaskulturanbauer unterschiedliche Maßnahmenpräferenzen und Motive aufweisen könnten (vgl. Kap.3), besteht hier noch eine entscheidende Wissenslücke.

Die Studie von Holst et al. (2014) mit Biogasproduzenten bezieht sich, wie auch diverse andere Studien mit Nahrungs- und Futtermittelanbauern, nur auf die Akzeptanz einzelner Maßnahmen wie Blühstreifen (MANTE & GEROWITT 2009, HOLST et al. 2014) oder Grünbrachen (WILSTACKE & PLANKL 1988). Auch fokussierten sich viele Untersuchungen nur auf die Akzeptanz zu Maßnahmen, die Bestandteil von Agrarumweltprogrammen sind (MANTE & GEROWITT 2009, NIENS & MARGGRAF 2010, HOLST et al. 2014). Nicht in diesen Programmen geförderte Maßnahmen werden dabei nicht in Erwägung gezogen, können aber von beträchtlicher Relevanz für den Naturschutz sein. In der Regel basierten die Befragungen zudem nicht auf standortspezifischen Empfindlichkeiten, die eine Rolle für das Gelingen, aber auch die Akzeptanz der Landwirte spielen. Zusammengefasst lässt sich ein Forschungsbedarf hinsichtlich der Akzeptanz von Biogaskulturanbauern zur Umsetzung unterschiedlicher naturschutzfachlicher Maßnahmen sowie deren Präferenz für bestimmte Maßnahmen, auch in Abhängigkeit zu spezifischen Standortfaktoren sowie den Kosten der Maßnahmen konstatieren. Die Klärung dieser Fragen ist von besonderer Relevanz für die Planung. Sie trägt zur Beantwortung der Frage bei, ob Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung landnutzungsbedingter Schädwirkungen auf Natur und Landschaft gemäß Subsidiaritätsprinzip von der Betriebsebene aus initiiert werden können, oder ob es einer weiteren Steuerung von höherer Entscheidungsträgerebene bedarf.

Eine gute Umweltberatung ist für die meisten Landwirte ein wichtiges Kriterium für die Maßnahmenumsatzung (NIENS & MARGGRAF 2010). Landwirtschaftsbetriebliche Umweltberatungssysteme können Landwirten dabei behilflich sein, die ökologischen Auswirkungen ihrer Flächennutzung einschätzen und bewerten zu können, sowie Maßnahmen abzuleiten, mit denen Schädwirkungen vermindert werden können. Landwirte legen dabei besonderen Wert darauf, dass empfohlene Maßnahmen auf die Bedingungen ihres eigenen Betriebs abgestimmt sind (LUZ 1994; s. auch Kap.10). Leider mangelt es den meisten in Deutschland einsetzbaren betrieblichen Umweltberatungssystemen an Werkzeugen, die bei der Bewertung der Auswirkungen auch die standörtliche Empfindlichkeit berücksichtigten. So basieren Werkzeuge zur Bestimmung landnutzungsbedingter THG-Emissionen häufig auf allgemeinen Emissionsfaktoren der IPCC. Standörtliche

Faktoren wie Boden- und Klimaparameter werden dabei entweder nicht berücksichtigt oder die Beratungssysteme sind zu komplex, um durch den Landwirt selbst angewendet zu werden. Darüber hinaus gibt es kaum eine Software, die die Umweltauswirkungen und Maßnahmenempfehlungen schlaggenau in einer GIS-basierten Benutzeroberfläche darstellt. Da visuelle Anreize die Informationsverarbeitung des Gehirns anregen, kann eine Informationsvermittlung durch schlaggenaues digitales Kartenmaterial den Entscheidungsprozess der Landwirte bei der Maßnahmenumsetzung möglicherweise unterstützen. Allerdings besteht auch hier noch Forschungsbedarf.

Für eine qualifizierte Umweltberatung (und ggf. weiterführende Steuerung) seitens der Fachbehörden benötigen diese Kenntnis über die Empfindlichkeiten der Standorte für bestimmte Bewirtschaftungsweisen sowie die Eignung für bestimmte Naturschutzmaßnahmen innerhalb ihres Planungsraumes. So ist die Kenntnis über Standorte mit besonders hoher CO<sub>2</sub>-Rückhaltefunktion bedeutsam für die Lenkung von Maßnahmen zum Grünlandschutz. Ein effizienter Ressourceneinsatz ist darüber hinaus nur möglich, wenn Synergien zwischen den unterschiedlichen Schutzgutmaßnahmen genutzt werden. Bisher gibt es jedoch nur wenige Fallbeispiele, die Synergiepotentiale zwischen Maßnahmen des Arten-, Klimaschutzes und weiterer Schutzgüter aufzeigen.

### 3. Forschungsfragen und Untersuchungsdesign

#### 3.1 Ziele, Forschungsfragen und Hypothesen

Ziel dieser Doktorarbeit ist es, zu prüfen, wie potentielle Schädwirkungen des Biogaspflanzenanbaus auf die Klima- und Artenschutzfunktion gemäß Subsidiaritätsprinzip durch freiwillige Maßnahmenumsetzung auf der Betriebsebene vermieden bzw. vermindert werden können.

Nach dem Subsidiaritätsprinzip hat das Individuum das Vorrecht, für seine eigenen Belange einzutreten (HÖFFE 1997, OETER 1998). Der Landwirt ist demnach dazu berechtigt, mögliche schadhafte Bewirtschaftungsweisen, durch entsprechende Maßnahmen selbst zu korrigieren. Hat seine Flächennutzung schädliche Auswirkungen auf die Allgemeingüter von Natur und Landschaft und unternimmt er nichts, um diese Schädwirkungen zu beheben, müssen staatliche Institutionen korrigierend eingreifen. Mit welcher Methode festgestellt werden kann, ob der Biogaskulturenanbau mögliche Folgen für die Allgemeinheit hat, dass heißt Auswirkungen, die über den Entscheidungsspielraum der betrieblichen Grenzen des Landwirts hinausgehen, sollte in dieser Arbeit untersucht werden. Ziel war es, eine Methode zu entwickeln, mit der die erforderliche Steuerungsebene (Landkreis, Land, Bund etc.) anhand der räumlichen Ausdehnung einer Schädwirkung identifiziert werden kann. Räumliche Skaleneffekte, die über die Ausdehnung einer Schädwirkung bestimmen, sollten hierzu analysiert werden.

Um die Möglichkeit einer freiwilligen Vermeidung und Verminderung möglicher Schädwirkungen des Biogaskulturenanbaus gemäß Subsidiaritätsprinzip zu überprüfen, sollten die Motive und Kapazitäten der Biogaskulturanbauer für oder gegen die Umsetzung von Schutzmaßnahmen erörtert werden. Auf diese Weise sollte der zur Gewährleistung des Arten- und Klimaschutzes erforderliche Steuerungsbedarf des Biogaskulturenanbaus überprüft werden.

Weiche Steuerungsinstrumente sind dem Einsatz von harten Steuerungsinstrumenten für die Erreichung von Umweltschutzziele vorzuziehen (MESSNER 1995, LANGE & BRAUN 2000, RAICH 2006). Daher sollten die Steuerungspotentiale des weichen Instruments der Umweltberatung, den Schutz von Arten und Klima vor Schädwirkungen des Biogaspflanzenanbaus zu gewährleisten, geprüft werden. Für den Einsatz in der betrieblichen Umweltberatung sollte das Umweltberatungssystem MANUELA im Hinblick auf Werkzeuge zur Bewertung der Nutzungseinflüsse unterschiedlicher Flächenbewirtschaftungspraktiken auf den Artenschutz sowie für die Bewertung der THG-Bilanz von Landnutzung und Landnutzungsänderung weiterentwickelt werden.

Für diese Zielsetzung, sollten im Rahmen dieser Arbeit unterschiedliche Forschungsfragen beantwortet werden. Die Forschungsfragen sowie die ihnen zugrundeliegenden Hypothesen sind nachfolgend aufgeführt.

1. Welche Auswirkungen haben Landnutzung und Landnutzungsänderungen auf die THG-Entwicklung und wie können diesbezügliche THG-Emissionen vermieden bzw. vermindert werden?

*Hypothese:*

- a) *Die Berücksichtigung der standörtlichen Empfindlichkeit ist entscheidend für den THG Ausstoß aus Landnutzung und Landnutzungsänderung.*

2. Wie lässt sich die erforderliche Entscheidungsträger- oder Planungsebene für die Steuerung von Maßnahmen eines umweltfreundlichen Biogaskulturenanbaus in Abhängigkeit zur räumlichen (oder zeitlichen) Ausdehnung einer Auswirkung identifizieren?

Hypothesen:

- a) *Nicht alle Schutzmaßnahmen können ausschließlich von der Betriebsebene gesteuert werden, da die Auswirkungen des Biogaskulturenanbaus auf die Arten und das Klima in Abhängigkeit zur Empfindlichkeit sowie indirekten, kumulativen oder interaktiven Wirkungen auf unterschiedlichen räumlichen (und zeitlichen) Ebenen stattfinden und die räumlichen (und zeitlichen) Grenzen des Betriebes häufig überschreiten.*
- b) *Umweltschadwirkungen sollte von der nächsthöheren Planungsebene ihrer (potentiellen) räumlichen Ausdehnung entgegengesteuert werden.*

3. Wie lassen sich Auswirkungen von landwirtschaftlicher Moornutzung und Grünlandumbruch auf die CO<sub>2</sub>-Emissionen auf der regionalen Ebene bewerten? Welche Synergie- und Konfliktpotentiale zwischen Klimaschutz- und anderen Landschaftsfunktionen müssen bei der regionalen Maßnahmenplanung berücksichtigt werden?

Hypothesen:

- a) *Die für den THG-Ausstoß aus Landnutzung und Landnutzungsänderung entscheidende standörtliche Empfindlichkeit lässt sich anhand indikatorbasierter Methoden berücksichtigen.*
- b) *Zwischen Maßnahmen des landnutzungsbedingten Klimaschutzes und Schutzmaßnahmen anderer Landschaftsfunktionen wie dem Artenschutz bestehen große Synergiepotentiale.*

4. Wie lassen sich landnutzungsbedingte Auswirkungen auf den Artenschutz und die CO<sub>2</sub>-Emissionen aus Grünlandumbruch und landwirtschaftlicher Moornutzung sowie auf düngebasierte N<sub>2</sub>O-Emissionen auf der betrieblichen Ebene bewerten?

Hypothesen:

- a) *Die bisherige Bewertung der Biotopqualität und Biotopverbundqualität in MANUELA ist für die Bewertung der Auswirkung landwirtschaftlicher Flächennutzung auf den Artenschutz nicht hinreichend. Auch auf gleichen Biotoptypen kann eine abweichende Bewirtschaftungspraxis erhebliche Unterschiede in der Lebensraumqualität bewirken. Der Landwirt hat hier zudem geringen Spielraum, einen schlechter bewerteten Biotoptyp aufzuwerten. Die zusätzliche Bewertung unterschiedlicher Bewirtschaftungspraktiken kann dazu beitragen, die Bewertung landnutzungsbedingter Auswirkungen auf den Artenschutz differenzierter darzustellen und dem Landwirt mehr Handlungsspielraum zu bieten, seine Werte in MANUELA zu verbessern und dadurch tatsächlich zu mehr Lebensraumqualität beizutragen.*
- b) *CO<sub>2</sub>-Emissionen aus Grünlandumbruch und landwirtschaftlicher Moornutzung sowie direkte N<sub>2</sub>O-Emissionen aus der Düngung können mit Hilfe von Indikatoren für die Betriebsebene bewertet werden.*

5. Welche Motive haben Landwirte, ihren Energiepflanzenanbau hinsichtlich Arten- und Klimaschutz zu optimieren?

Hypothesen:

- a) *Landwirte integrieren Klima- und Artenschutzmaßnahmen in ihren Betriebsablauf, wenn dies (vor allem finanzielle) Vorteile für sie bedeutet.*
- b) *Die Bereitschaft von Landwirten, Schutzmaßnahmen umzusetzen, ist nicht ausschließlich ökonomisch gesteuert; individuelle, ökologische, ethische oder soziale Motive können die Maßnahmenbereitschaft ebenfalls maßgeblich beeinflussen.*
- c) *Landwirte passen ihre Bewirtschaftung Naturschutzanforderungen an, wenn dies vom Gesetzgeber vorgeschrieben ist.*
- d) *Landwirte passen ihre Bewirtschaftung Naturschutzanforderungen an, wenn sie fürchten, dass durch (u.a.) ihre Bewirtschaftungsweisen verursachte Schädigungen Naturschutzbestimmungen zur Folge haben könnten, die ihre Bewirtschaftung einschränken könnten.*

6. Welche Rolle spielen räumlich schlaggenau dargestellte, kartografische Informationen über Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus, potentieller Schutzmaßnahmen sowie deren Kosten für die Maßnahmenbereitschaft von Landwirten?

Hypothese:

- a) *Betriebsspezifische, schlaggenaue, kartografische Informationen über die Art und räumliche Ausdehnung der Auswirkungen seiner Flächenbewirtschaftung, über potentielle Maßnahmen sowie deren Kosten und Vorteile kann die Maßnahmenbereitschaft der Landwirte beeinflussen.*

7. Welche Konflikte mit Arten- und Klimaschutz können potentiell von der Betriebsebene aus gelöst werden? Welche bedürfen regionaler Steuerung?

Hypothese:

- a) *Synthese aus Hypothesen zu Forschungsfragen 2. und 5.*

### 3.2 Vorgehen und Aufbau der kumulativen Dissertation sowie Beitrag der Kapitel und Publikationen zur Beantwortung der Forschungsfragen

Die vorliegende Arbeit beginnt mit einer Einführung in das Thema der kumulativen Dissertation (Kap. 1.). Im Anschluss daran wurde der aktuelle Stand des Wissens im Hinblick auf die thematischen Inhalte (Kap. 2.1 - 2.8) sowie diesbezüglicher Forschungsbedarf aufgeführt (Kap. 2.9). Kapitel 3.1 beschreibt die Ziele hinsichtlich der Beantwortung unterschiedlicher Forschungsfragen, sowie die zugrundeliegenden Hypothesen. Das vorliegende Kapitel 3.2 erläutert das Vorgehen und den Aufbau der kumulativen Dissertation sowie den Beitrag der einzelnen Kapitel zur Beantwortung der Forschungsfragen. In Kapitel 3.3 und in Anhang II werden die in den einzelnen Arbeitsschritten zur Beantwortung der Forschungsfragen angewandten Methoden erläutert.

Im Anschluss an den Methodenteil folgen die veröffentlichten und unveröffentlichten Kapitel 4 bis 10, die die Beantwortung der Forschungsfragen 1.-6. zum Inhalt haben. Kapitel 4 bis 7 sind veröffentlicht, Kapitel 8 stellt einen unveröffentlichten Bestandteil der Dissertation dar. Der Artikel zu Kapitel 9 befindet sich derzeit noch im Review. Der Artikel aus Kapitel 10 ist abgeschlossen, aber noch nicht eingereicht.

Der Schwerpunkt dieser Arbeit liegt auf der Beantwortung der Frage, inwieweit sich Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung von Schädigung (sowie zur Förderung positiver Wirkungen) der intensiven Landnutzung und dabei vor allem des Biogaskulturenanbaus auf den Klima- und Artenschutz von der Betriebsebene aus steuern lassen (Forschungsfrage 7). Hierzu bedurfte es eingangs einer Einschätzung der möglichen Folgen von Landnutzung und Landnutzungsänderungen auf die Schutzgüter. Im Zuge einer umfassenden Literaturrecherche wurde die Forschungsfrage 1 (s. Anhang II, 1.1) nach möglichen Folgen unterschiedlicher Landnutzungen und Landnutzungsänderungen in Abhängigkeit zu standörtlichen Empfindlichkeiten nach dem derzeitigen Forschungsstand beantwortet und in der Publikation

*„Saathoff W, Haaren Cv (2010) Landwirtschaft und Klimaschutz. Relevanz der landwirtschaftlichen Flächennutzung für den Klimaschutz. In: Reich M, Rüter S (eds) Energiepflanzenanbau und Naturschutz. Referate und Ergebnisse der gleichnamigen Fachtagung in Hannover am 30. September 2009, 1. Aufl. Cuvillier, Göttingen, pp 15–34“*

Dargestellt (Kap. 4). Die Klimaschutzrelevanz der Landnutzung, Klimaschutzmaßnahmen sowie deren Synergien mit dem Artenschutz wurden von W. Saathoff erarbeitet und verfasst. Die instrumentelle Umsetzung des Klimaschutzes wurde anteilig von W. Saathoff und C. von Haaren diskutiert.

Auf Basis der Hypothese, dass negativen Folgen der Landnutzung für Natur und Landschaft von der nächsthöheren Entscheidungsebene entgegengesteuert werden sollte, fand eine exemplarische Untersuchung möglicher räumlicher (und zeitlicher) Skalen von Auswirkungen des Biogaskulturenanbaus statt (s. Anhang II, 2.1). Die Veröffentlichung

*„Saathoff W, Haaren Cv, Rode M (2013) Scale-Relevant Impacts of Biogas Crop Production. A methodology to assess environmental impacts and farm management capacities. In: Ruppert H, Kappas M, Ibendorf J (eds.) Sustainable bioenergy production. An integrated approach. Springer, Dordrecht, pp 181–216“*

in Kapitel 5 leistet dabei einen Beitrag zur Beantwortung der Forschungsfrage 2. Mittels Relevanzbaum und DPSIR-Analyse wurde eine methodische Abfolge aufgezeigt, mit deren Hilfe die erforderliche Steuerungsebene für Schutzmaßnahmen in Abhängigkeit der räumlichen und zeitlichen Ausdehnung von Schädigungen ermittelt werden kann. Alle Teile des Artikels wurden von W. Saathoff konzeptioniert und verfasst. C. von Haaren und M. Rode standen für die Korrektur zur Verfügung.

Gemäß Vorsorgeprinzip (vgl. UMWELTBUNDESAMT 2015) sollen Gefahren für die Umwelt abgewehrt werden, bevor sie entstehen. Zu diesem Zwecke bedarf es der frühzeitigen Einschätzung eventueller Risiken unterschiedlicher Landnutzungen und Landnutzungsänderungen gegenüber den standörtlichen Empfindlichkeiten der Schutzgüter. Die standörtlichen Empfindlichkeiten bieten Orientierung, um Schwerpunktgebiete für Schutzmaßnahmen zu lokalisieren. Aufgrund begrenzter Ressourcen ist die Identifizierung möglicher Synergieeffekte zwischen Maßnahmen für die einzelnen Schutzgüter von besonderer Bedeutung für die Planung. Diese Notwendigkeit greift die vorliegende Arbeit durch die Beantwortung der Forschungsfrage 3 (s. Anhang II, 2.2) auf, indem Synergie- und Konfliktpotentiale zwischen Maßnahmen des Klima-, Arten- und Gewässerschutzes beispielhaft für das Untersuchungsgebiet Biosphärenreservat Niedersächsische Elbtal- aue aufgezeigt werden. Dies ist in folgender Publikation in Kapitel 6 dokumentiert:

*„Haaren Cv, Saathoff W, Galler C (2012) Integrating climate protection and mitigation functions with other landscape functions in rural areas: a landscape planning approach. Journal of Environmental Planning and Management 55 (1):59–76. doi: 10.1080/09640568.2011.580558“*

Die thematischen Anteile zu Risiken der CO<sub>2</sub>-Emissionen aus landwirtschaftlicher Moornutzung und Grünlandumbruch und Vermeidungs-/Verminderungspotentialen wurden durch W. Saathoff verfasst, ebenso wie der Themenbereich der Synergiepotentiale zwischen Klima- und Artenschutzmaßnahmen. C. Galler behandelte die Synergiepotentiale zwischen Klima-, Boden- und Wasserschutz. C. von Haaren trug zur Diskussion der Ergebnisse sowie zur Korrektur des Manuskriptes bei.

Der Fokus der vorliegenden Arbeit liegt auf der finalen Forschungsfrage 7, inwiefern, bzw. welche Konflikte mit Arten- und Klimaschutz potentiell von der Betriebsebene aus gelöst werden können. Gemäß Subsidiaritätsprinzip sollten negative Auswirkungen der Landwirtschaft bzw. des Biogaskulturenanbaus soweit wie möglich auch auf dieser Ebene vermieden oder behoben, bzw. positive Folgen erwirkt werden (EUROPÄISCHES PARLAMENT 2015). Um diesem Anspruch gerecht werden zu können, ist es unter anderem erforderlich, den Landwirt/Biogaskulturanbauer über mögliche negative und positive Auswirkungen seines Flächenmanagements zu informieren. Das auch Landwirte einen besonderen Bedarf an einzelbetrieblichen Umweltberatungen sehen, konnte in unterschiedlichen Studien belegt werden (NIENS & MARGGRAF 2010, LUZ 1994, MÜLLER & AENIS 2002). Besondere Akzeptanz finden dabei Beratungssysteme, die sich möglichst nah an der eigenen Betriebsrealität orientieren (LUZ 1994). Diesem Anspruch zufolge wurden für das bestehende Managementsystem Naturschutz für eine nachhaltige Landwirtschaft – MANUELA – Werkzeuge zur Bewertung der Landnutzung auf den Klima- und Artenschutz (weiter-)entwickelt und auf drei Testbetrieben angewendet (s. Anhang II, 4.1, 4.2). Die Frage nach möglichen Bewertungsmethoden landnutzungsbedingter THG-Emissionen wurde durch folgende Publikation beantwortet:

*„Saathoff W, Haaren C, Dechow R, Lovett A (2013) Farm-level assessment of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions in Lower Saxony and comparison of implementation potentials for mitigation measures in Germany and England. Reg Environ Change 13(4):825–841. doi: 10.1007/s10113-012-0364-8“*

Das Manuskript wurde zu weiten Bestandteilen durch die Erstautorin W. Saathoff verfasst, mit folgenden Ausnahmen: R. Dechow beschrieb das von W. Saathoff für den Einsatz in MANUELA operationalisierte Basismodell MODE und ergänzte Hintergrundinformationen zur THG-Entwicklung und -Modellen. C. von Haaren und A. Lovett trugen zum Vergleich von Steuerungs- und Vergütungsinstrumenten zur Verminderung landnutzungsbasierter THG-Emissionen zwischen Deutschland und England sowie deren Diskussion bei.

Für die Bewertung landnutzungsbedingter Auswirkungen auf den Artenschutz auf der betrieblichen Ebene wurde ebenfalls ein MANUELA-Werkzeug (weiter-)entwickelt. Dieses wird in Kapitel 8 beschrieben.

Die Ergebnisse der MANUELA-Anwendungen auf drei Testbetrieben waren Ausgangslage für die Befragung der Betriebsinhaber (fokussiertes Interview, Vorstudie; Fragebogen, s. Anhang III) sowie weiterer sieben Landwirte (Discrete Choice Experiment) zu ihrer Bereitschaft, ihren Biogaskulturenanbau ökologisch zu optimieren (s. Anhang II, 5.1). Die Interviewergebnisse wurden in dem folgenden Artikel in Kapitel 9 zusammengefasst und diskutiert:

*„Saathoff W (in review) The Motives of Farmers for Environmentally Adapted Biogas Crop Cultivation – Two Qualitative Studies from Lower Saxony, Germany. PlosOne. In review“*

Auch diente die Befragung zur Erörterung der Frage nach der Bedeutung kartographisch dargestellter, betriebsspezifischer Umwelt- sowie Kosteninformationen für die Maßnahmenentscheidung, die in folgendem Artikel diskutiert wird (s. Anhang II, 5.1):

*„The Value of Site-Specific Cartographic Information for Farmers’ Decision Making Process to Implement Conservation Measures: Results from a Qualitative Discrete Choice Experiment. - unpublished“*

In Kapitel 11 wird eine Synthese der gesammelten Ergebnisse und ihr Beitrag zur Beantwortung der Forschungsfragen dargestellt. Diese werden in der Kapitel 12 diskutiert. Die Dissertation schließt mit finalen Schlussfolgerungen zur weiteren Verwendbarkeit der Ergebnisse sowie Empfehlungen an die Praxis ab (Kap. 13).

### 3.3 Methoden

#### 3.3.1 Methoden für Analysen auf überbetrieblichen Planungsebenen

Gemäß der Hypothese, dass Umweltschadwirkungen von der nächsthöheren Planungsebene ihrer (potentiell) räumlichen Ausdehnung entgegengesteuert werden sollte (Forschungsfrage 2, s.o.), bedarf es einer Einschätzung, welche Planungsebene sich für die Vermeidung/Verminderung welcher möglichen Schadwirkungen verantwortlich zeichnen sollte. Um die mögliche Steuerungsebene für Schutzmaßnahmen in Abhängigkeit zur räumlichen (und zeitlichen) Ausdehnung möglicher Auswirkungen der Landnutzung bestimmen zu können, wurde mit der Relevanzbaummethode (vgl. FÜRST 2008) ein mögliches Ermittlungsschema erarbeitet. Im Anschluss daran wurde das DPSIR (driving force, pressure, state (hier: sensitivity), response)-Analysekonzept (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA) 2007) an die Skalenrelevanz von Landnutzungen und Landnutzungsänderungen durch kumulative Effekte angepasst (s. Anhang II). Durch die Anwendung dieses angepassten Modelles können zuständige Planungsebenen identifiziert werden, wenn Auswirkungen des Biogaskulturenanbaus und anderer Landnutzungen die Grenzen unterschiedlicher Planungsräume übertreten.

Für das Biosphärenreservat Niedersächsische Elbtalaue wurde unter Anwendung einer Arc GIS-Analyse durchexerziert, wie sich landnutzungsbedingte Klimaschutzpotentiale bzw. -risiken auf der regionalen Planungsebene abschätzen lassen. Hierzu wurden eingangs die Flächen mit einem besonderen CO<sub>2</sub>-Retentionspotential ermittelt, indem den mineralischen Bodentypen des Gebietes in Arc GIS zuvor ermittelte bodentypspezifische Kohlenstoffvorratsunterschiede zwischen Grünland und Acker zugewiesen wurden (s. Kap. 3.3.2, Kap.6, Kap. 7). Um die potentiellen CO<sub>2</sub>-Emissionen aus landwirtschaftlicher Nutzung organischer Böden zu ermitteln, wurden der Literatur entnommene THG-Werte (s. Kap. 3.3.2, Kap. 6, Kap. 7) auf die entsprechend organischen Böden des Gebietes übertragen. Im Anschluss daran wurden diese Flächen mit den Maßnahmenflächen für den Arten-, Boden- und Gewässerschutz des Biosphärenreservatsplans (BIOSPÄHRENRESERVATSVERWALTUNG NIEDERSÄCHSISCHE ELBTALAU 2009) verschnitten, um mögliche Synergien und Konflikte zwischen den unterschiedlichen Schutzgütern als Entscheidungsgrundlage für die Planung zu identifizieren.

#### 3.3.2 Methoden für Analysen auf der Betriebsebene

*Hinweis: Der folgende Abschnitt entstammt (unter leichter Anpassung) dem selbst verfassten, gleichnamigen Kapitel des (bislang) unveröffentlichten Abschlussberichtes zum Forschungsvorhaben „Bioenergie im Spannungsfeld“*

Um die Folgen des Energiepflanzenanbaus auf der Betriebsebene bewerten zu können, wurde die naturschutzfachliche Betriebsmanagementsoftware MANUELA weiterentwickelt. Die Open-Source-GIS-gestützte Software MANUELA dient der schlaggenauen Bewertung landwirtschaftlicher Nutzungseinflüsse auf unterschiedliche Naturgüter (HAAREN et al. 2008c, HAAREN et al. 2012). Da für einige Naturgüter bereits ausreichende Bewertungswerkzeuge in MANUELA implementiert waren, wurde das vorhandene Bewertungsspektrum von MANUELA im Bereich des landnutzungsbezogenen Arten- und Klimaschutzes ausgebaut. Die bislang fehlende Möglichkeit verschiedene (auch im Energiepflanzenanbau praktizierte) Acker- und Grünlandbewirtschaftungsmethoden in Hinblick auf ihre Wirkung auf den Artenschutz zu bewerten, wurde durch die Entwicklung eines weiteren MANUELA-Tools ergänzt. Da jedoch die meisten Bewirtschaftungspraktiken in den unterschiedlichen Produktionsbereichen identisch sind (Unterschiede bestehen in der Fokussierung auf bestimmte Kulturarten, s. WIEHE et al. 2010), wurde es nicht als sinnvoll erachtet, die Bewertungsfunktionen des MANUELA-Tools auf den Energiepflanzenanbau zu reduzieren. Es ist folglich für alle landwirtschaftlichen Produktionsbereiche anwendbar. Das Bewertungstool basiert auf Literaturdaten (FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008, ELSEN & DANIEL 2000, SCHERTLER & BILAU 2010, MÜLLER-SÄMANN et al. 2003, URBAN et al. 2011), ergänzt durch Experteneinschätzungen von Mitgliedern des Institutes für Umweltplanung der Leibniz Universität Hannover (Rode, M.; Reich, M.; v. Haaren, C.; Rüter, S.). Mit diesem Tool können die Bewirtschaftungseinflüsse durch den Energiepflanzenanbau eingeschätzt werden. Die hier beschriebenen Werkzeuge wurden auf drei niedersächsischen Testbetrieben erprobt. Darüber hinaus wurden weitere, in MANUELA bereits vorhandene Funktionen zur Bewertung der Auswirkungen auf den Artenschutz angewendet. Eines dieser bereits in MANUELA implementierten und auf den Testbetrieben angewandten Werkzeuge ermöglicht eine Wirkungsabschätzung über die Einstufung des Biotopwertes (nach BIERHALS et al. 2004). Die Biotopbewertung, aber auch die darüber hinaus mit MANUELA durchgeführte Auflistung vorkommender Arten kann damit auch zur Abwägung der Empfindlichkeit gegenüber bestimmten Landnutzungen verwendet werden (auch wenn dies bislang nicht automatisiert erfolgen kann). Ein weiteres Werkzeug zur Ermittlung der standortabhängigen Empfindlichkeit gegenüber Landnutzungen bzw. der naturschutzfachlichen Eignung für bestimmte Maßnahmen stellt die kartographische Verteilung des Biotopentwicklungspotentials dar.

Zur Bewertung der THG-Relevanz von Landnutzung und Landnutzungsänderung wurden zwei neue MANUELA-Werkzeuge entwickelt: eines zur Abschätzung von CO<sub>2</sub>-Emissionen aus landwirtschaftlicher Moornutzung und Grünlandumbruch, sowie ein Werkzeug zur Abschätzung düngebasierter, direkter N<sub>2</sub>O-Emissionen. Die Eingangsdaten zur Bestimmung des CO<sub>2</sub>-Risikos im Zuge von landwirtschaftlicher Moornutzung in MANUELA entstammen gesammelten Literaturwerten (HÖPER 2007, 2008, 2009, DRÖSLER et al. 2011). Für die Abschätzung des CO<sub>2</sub>-Retentionspotentials bzw. -emissionsrisikos im Falle eines Grünlandumbruchs auf mineralischen Böden wurde der Bodentyp als Indikator verwandt. Hierzu wurde bodentypspezifische C-Vorratsunterschiede zwischen Grünland- und Ackerstandorten eines gleichen Bodentypes verwendet (Datengrundlage Niedersachsen; (vgl. HÖPER 2009, HÖPER 14.06.2012), um eine bodentypspezifische Bewertungsskala abzuleiten. Für die Bewertung der N<sub>2</sub>O-Emissionen wurde das Modell MODE des Thünen-Instituts (DECHOW & FREIBAUER 2011) für den Einsatz in MANUELA operationalisiert (SAATHOFF et al. 2013).

Die Werkzeuge zur Erfassung und Bewertung der THG-Entstehung aus Landnutzung- und Landnutzungsänderung wurden ebenfalls (wie die Werkzeuge zur Bewertung der Auswirkungen auf Arten und Biotope) auf den drei Testbetrieben angewandt und kalibriert. Durch die Auswertung digitalen Kartenmaterials zu Schutzgebieten und Boden- und Klimaparametern sowie durch die Anwendung der MANUELA-

Tools zur Ermittlung des Biotopwertes und Biotopentwicklungspotentials wurden zudem empfindliche Standorte für die Artenvielfalt und den Klimaschutz auf den drei Testbetrieben ermittelt. Des Weiteren wurden Maßnahmen dokumentiert und in MANUELA integriert, durch deren Anwendung Schadwirkungen auf den Arten- und Klimaschutz vermieden bzw. Synergien gestärkt werden können. Die Ergebnisse der naturschutzfachlichen Bewertung der drei Testbetriebe sowie die erstellte Maßnahmenübersicht wurden zur Beantwortung der o.g. Forschungsfragen weiterverwendet. In einem ersten Schritt wurden die drei Testlandwirte im Rahmen eines leitfadengestützten, fokussierten Interviews (vgl. FLICK 2010) befragt. Die Befragung baute dabei auf den in MANUELA generierten Karten zu Bewertungen und Maßnahmenempfehlungen sowie weiterem Informationsmaterial wie Tabellen, Bilder etc. auf. Auf den Einsatz geographischer und thematischer Karten zur Visualisierung der vermittelten Information wurde großer Wert gelegt, da diese Darstellungsform Denk-, Lern- und Kommunikationsprozesse anregen kann (SCHNOTZ 2002, VERDI & KULHAVY 2002). Auf diese Weise sollte überprüft werden, ob die (weiter-)entwickelten Tools in MANUELA in der Lage sind, einen Lernprozess über die Wirkungen und Maßnahmenpotenziale des Energiepflanzenanbaus bei den Landwirten anzustoßen. Dabei sollte geprüft werden, ob und auf welche Motive gegründet dieser Lernprozess zu einer gesteigerten Bereitschaft führt, Maßnahmen zum Umweltschutz durchzuführen.

Die Landwirte wurden eingangs um eine Selbsteinschätzung zu Auswirkungen ihres Biogaskulturenanbaus und des weiteren Flächenmanagements auf Natur und Landschaft gebeten. Sie wurden zudem befragt, ob sie ohnehin vorhaben, irgendwelche Maßnahmen zur ökologischen Optimierung ihrer Bewirtschaftung zu ergreifen. In einem zweiten Schritt wurden den Landwirten die Bewertungsergebnisse zu den Umweltwirkungen aus MANUELA vorgelegt und sie wurden erneut befragt, ob sie Ihre Bewirtschaftung anpassen möchten. Zur Entscheidungsunterstützung wurden Ihnen mögliche Schutzmaßnahmen vorgeschlagen. Da sich der im Discrete Choice Experiment später eingesetzte Deckungsbeitragsrechner (ZIMMERMANN & KARPENSTEIN-MACHAN 16.12.2012) zu diesem Zeitpunkt noch in der Entwicklung befand, konnten noch keine genauen Maßnahmenkosten benannt werden. Die Landwirte sollten daher auf die Frage antworten, zu welchem Deckungsbeitrag im Vergleich zur derzeitigen Bewirtschaftung (geringer, gleichbleibend, höher) sie die vorgeschlagenen Maßnahmen umsetzen würden.

Die Interviewergebnisse wurden qualitativ und nicht quantitativ ausgewertet, da die Anzahl der Befragten beim Experteninterview aufgrund der aufwändigen Erhebungen auf der Betriebsebene limitiert werden musste. Hierzu wurde die Auswertungssoftware „Makrosammlung für die qualitative Inhaltsanalyse“ (MIA, GLÄSER & LAUDEL 2010) angewendet. Die Ergebnisse erbrachten zwar wertvolle Hinweise über Motive und Kapazitäten eines angepassten Energiepflanzenanbaus, lieferten jedoch zu wenig Aufschluss über die Bedeutung räumlich-konkreter Umweltinformationen für Maßnahmenentscheidungen. Aus diesem Grunde, wurde eine weitere Untersuchung mit der Methode des Discrete Choice Experiments (DCE) vorgenommen. In diesem Fall wurde ermittelt, welchen Einfluss Informationen zu Umweltauswirkungen des Biogaskulturenanbaus, zu Maßnahmenpotenzialen und deren Kosten auf die Bereitschaft von sieben Landwirten haben, ihr Betriebsmanagement ökologisch zu optimieren. Zudem ergänzten die Aussagen der Teilnehmer das Auswertungsmaterial der Vorstudie zur Frage nach Motiven und Kapazitäten für einen ökologisch angepassten Biogaskulturenanbau. Als Basis diente ein in ArcMap visualisierter, fiktiver Biogaskulturenanbau-betrieb. Den Landwirten wurden nacheinander Informationen über a) das fiktive Status-quo-Management des Betriebs, b) die Umweltwirkungen und mögliche Anpassungsmaßnahmen und c) die Kosten der Maßnahmen (Anwendung der für MANUELA zum Deckungsbeitragsrechner angepassten Linearen Optimierung; (ZIMMERMANN & KARPENSTEIN-MACHAN 16.12.2012) mitgeteilt. Zu jedem Bewertungsaspekt stand den Landwirten eine als Karte visualisierte Auswahl an Bewirtschaftungsalternativen zur Verfügung (s. Kap. 10). Die

fiktiv angenommenen Worst-Case-Bewirtschaftungen befanden sich dabei am unteren (z.B. A, i, o), die Best-Practice-Beispiele am oberen Ende der Ziffern-/Nummernskala. In die Bewertung der Lebensraumqualität flossen die einzelnen Parameter Kulturarten, Hecken und Blühstreifen ein. Mit der Höhe der Einzelparameter stieg die mit dem Shannon-Index (MAGURRAN 2004) berechnete Lebensraumqualität i.d.R. an.

Nach jeder neuen Information wurden die Teilnehmer gefragt, ob sie etwas an ihrem Flächenmanagement ändern möchten. Aus den differierenden Antworten nach jeder neuen Informationsschicht wurden Schlussfolgerungen über den Einfluss der Information getroffen.

Im DCE machte der GIS-Einsatz und der umfassende, komplexe Fragenkatalog eine jeweils individuelle Betreuung der Testpersonen erforderlich und begrenzte somit die Teilnehmerzahl auf die geringe Stichprobenanzahl 7 sowie die Anzahl auswählbarer Alternativen. Die Ergebnisse wurden deshalb ebenfalls qualitativ ausgewertet.

## 4. Paper I: „Landwirtschaft und Klimaschutz. Relevanz der landwirtschaftlichen Flächennutzung für den Klimaschutz.“

Verfasst von

Wiebke Saathoff & Christina von Haaren

Erschienen als

Saathoff, Wiebke; Haaren, Christina von (2010): Landwirtschaft und Klimaschutz. Relevanz der landwirtschaftlichen Flächennutzung für den Klimaschutz. In: Michael Reich und Stefan Rüter (Hg.): Energiepflanzenanbau und Naturschutz. Referate und Ergebnisse der gleichnamigen Fachtagung in Hannover am 30. September 2009. 1. Aufl. Göttingen: Cuvillier (Umwelt und Raum, 1), S. 15–34.

## Zusammenfassung

Der Energiepflanzenanbau gilt noch heute als ein Allheilmittel, mit dem gleichermaßen energiepolitische Ziele, der Klimaschutz und die Förderung der ländlichen Entwicklung verfolgt werden kann (Foth et al. 2007). Dieser Zielüberfrachtung kann er nur im Einzelfall gerecht werden. Die derzeitigen Biomasseausbauziele der Bundesregierung und die zu ihrer Umsetzung eingesetzten Anreize für die Erzeuger haben einen starken Anstieg der Raps- und Maisanbaufläche bewirkt. Insbesondere die Biodieselförderung ist unter Klimaschutz Gesichtspunkten ineffizient und teilweise sogar kontraproduktiv und hat im Verein mit dem ungesteuerten Biogasboom zudem zu Beeinträchtigungen anderer Funktionen des Naturhaushaltes insbesondere von Wasser- und Biodiversitätsschutzfunktionen geführt. Notwendig ist eine Korrektur der Energiepolitik auf Bundesebene aber auch eine Steuerung zum Umgang mit dem knappen Gut Fläche auf Landesebene und vor Ort. Wichtige Bausteine dabei sind die Einbeziehung der Treibhausgasrelevanz der Ökosysteme und Landnutzungen und die Vermeidung von Konflikten sowie die Erzeugung von Synergien zwischen Biomasseanbau und anderen Funktionen des Naturhaushaltes. Dazu werden methodische Ansätze vorgestellt. Des Weiteren besteht Handlungsbedarf im Einsatz des vorhandenen Umsetzungsinstrumentariums für die Steuerung des Biomasseanbaus sowie zu dessen Ergänzung.

### 1 Einleitung: Ziele der Förderung des Energiepflanzenbaus

Mit dem Energiepflanzenbau und seiner massiven staatlichen Förderung war und ist die Hoffnung verbunden, dass Bioenergie ein effektives Mittel ist um

- den Treibhausgas (THG)-Ausstoß zu mindern (Klimaschutz),
- die Abhängigkeit von fossilen Energieträgern zu verringern (Energiepolitik),
- den ländlichen Raum zu entwickeln (Integrierte Sozial-, Wirtschafts- und Umweltpolitik).

Um diese Ziele zu erreichen, wurden starke Steuerungsimpulse gesetzt: Die Beimischungspflicht für Biodiesel (Einspeiseverordnung), die Anreize des erneuerbaren Energiegesetzes (EEG) sowie die Biomasseprämie für den Anbau von Biomasse und die Aufgabe der Verpflichtung zur Stilllegung von Teilen der Anbaufläche. Die Maßnahmen zur Umsetzung der ehrgeizigen Biomasseausbauziele (s. u.a. Meseberger Beschlüsse), führten jedoch zu erheblichen zuvor nicht bedachten, unkontrollierten und unerwünschten Umwelteffekten (in Deutschland insbesondere in der Folge eines rasanten Grünlandumbruchs (s. Nitsch et al. 2009). Auch war nicht beachtet worden, dass der besonders geförderte Biodiesel keineswegs eine unter Klimaschutz Gesichtspunkten (THG-Einsparung) oder selbst aus ökonomischer Sicht vorzügliche Alternative war (s. Foth et al. 2007; Isermeyer 2008; Urban et al. 2008). Die Diskussion über diese Probleme führte dazu, dass Zielanpassungen vorgenommen wurden: So wurde im aktuellen energiepolitischen Zielrahmen der Bundesregierung für 2020 die Ziele für Bioenergie abgesenkt. Der angestrebte Anteil der erneuerbaren Energien (EE) am gesamten Primärenergieverbrauch liegt nun bei 16%, davon nimmt Bioenergie einen Anteil von 11%, und davon wiederum Biotreibstoffe einen Anteil von 12% ein (s. Abb.1). Auch wurden mit der Nachhaltigkeitsverordnung (BioSt-NachV) Mindestansprüche an die Flächennutzung gestellt, die allerdings die ohnehin geltenden Umweltauflagen der guten fachlichen Praxis nicht wirklich überschreiten.

	2007		2020	
	EE insgesamt	davon Bioenergie <sup>2</sup>	EE insgesamt „Meseberg“ <sup>3</sup> bzw. EEG oder EE-RL	davon Bioenergie <sup>4</sup> nach „Leitstudie 2008“
Anteil EE am gesamten Primärenergieverbrauch	6,7%	4,9%	16%	11%
Anteil EE gesamten Endenergieverbrauch <sup>5</sup>	8,6%	6,2%	18%	10,9%
Anteil EE am gesamten Stromverbrauch/Stromversorgung <sup>6</sup>	14,2%	3,9%	mindestens 30%	8%
Anteil EE am gesamten EEV für Wärme	6,6%	6,1%	14%	9,7%

1 Anteil Biokraftstoffe gem. EE-RL 12 % (2020)

2 Inkl. biogene Festbrennstoffe, Biogas, Klär- und Deponiegas, flüssige Biomasse und biogener Anteil am Abfall

3 Gemäß Kabinettsbeschluss Meseberg, 23.8.2007

4 Gemäß BMU-Leitstudie 2008 „Ausbau der erneuerbaren Energien“

5 Strom, Wärme, Kraftstoffe

6 Bezugsgröße: Bruttostromverbrauch

**ABB. 1: STAND DER HEUTIGEN BIOMASSENUTZUNG UND AUSBAUSZENARIO (GEMÄß DEN ECKPUNKTEN DES IN MESEBERG AM 23.8.2007 DURCH DAS KABINETT VERABSCHIEDETEN INTEGRIERTEN ENERGIE- UND KLIMASCHUTZPROGRAMMS, DER RICHTLINIE ZUR FÖRDERUNG VON ENERGIEN AUS ERNEUERBAREN QUELLEN (EE-RL) UND DER LEITSTUDIE DES BUNDESUMWELTMINISTERIUMS) AUS: NATIONALER BIOMASSEAKTIONSPLAN FÜR DEUTSCHLAND (BMU & BMELV 2009)**

Die grundlegenden Probleme der Bioenergieförderung wurden damit jedoch nicht beseitigt. Diese resultieren aus der Zielüberfachtung und einer mangelnden Steuerungskapazität. Nach wie vor

- besteht die Beimischungspflicht, deren Abschaffung unter ökologischen und ökonomischen Gesichtspunkte geboten erschiene (Foth et al. 2007; Isermeyer 2008): Die THG-Bilanz des Nutzungspfades Biofuels spricht sogar dann nicht für eine Verwendung der Biomasse für Biodiesel wenn - wie geschehen - der Beitrag von Landnutzungsänderungen zu den THG-Emissionen vernachlässigt wird; nach wie vor dominiert jedoch der Rapsanbau die Biomassenanbaufläche; nur vorübergehend sank die Fläche im Jahre 2008 etwas ab (2007-2008 Biogaspflanzen um ca. 100.000 ha angestiegen, Raps um 120.000 ha abgesunken, Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. 2009)
- bestehen Ausbauziele, die nicht auf die verfügbare Fläche abgestellt sind: Verschiedenen Szenarien (s. Foth et al. 2007) geben ein Potential von ca. 2 Mio. ha für den Anbau von nachwachsenden Rohstoffen im Bundesgebiet an; diese Grenze ist bereits derzeit erreicht worden (vgl. Abb. 2); die Biodiversität wurde zudem bei den Entscheidungen auf Bundesebene über die quantitativen Ziele nur höchst unzureichend einbezogen (neue methodische Ansätze dazu s. Urban et al. 2008)
- gibt es keinen ausreichenden Schutz empfindlicher Flächen auf Länderebene: Selbst in FFH-Gebieten wird Grünland in erheblichem Maße umgebrochen (Nitsch et al. 2009).

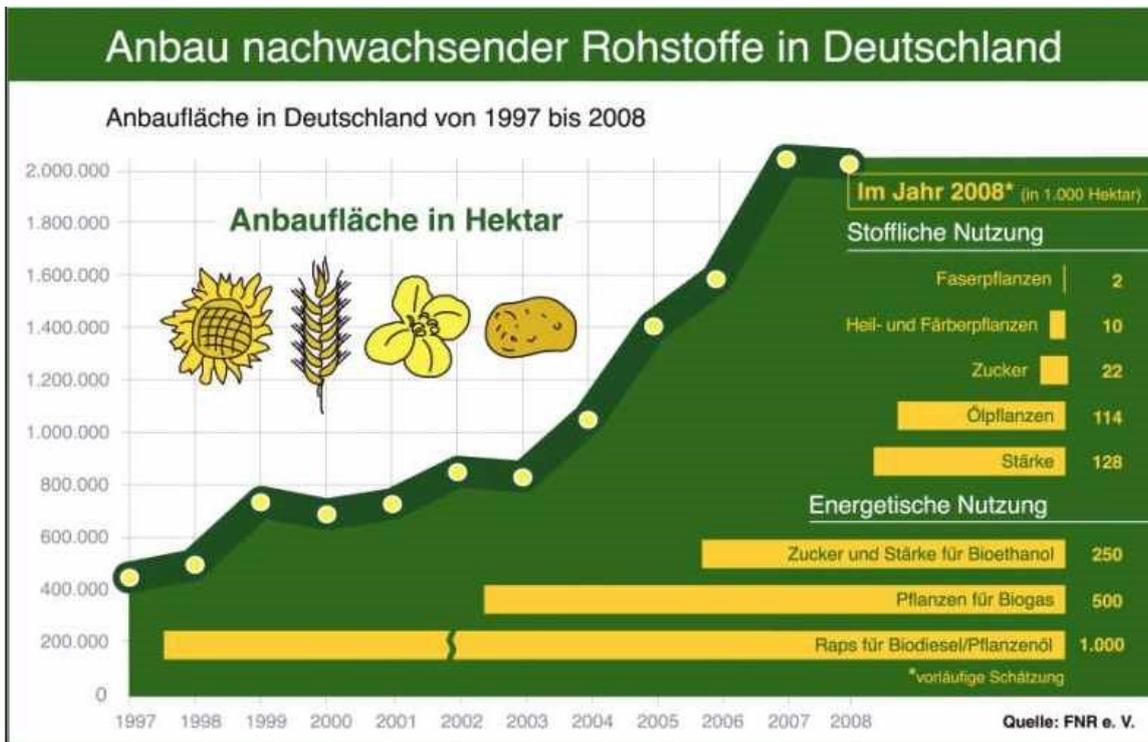


ABB. 2: ANBAU NACHWACHSENDE ROHSTOFFE 1997-2008: 2007-08 BIOGAS UM 100 000 HA ANGESTIEGEN, RAPS UM 120 000 HA ABGESUNKEN (FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E.V. 10.11.2009)

In der Folge sind weiterhin erhebliche Probleme für andere Funktionen des Naturhaushaltes zu konstatieren. Der hohe Anteil des Biodiesels sowie insbesondere der Grünlandumbruch in der Folge des verstärkten Maisanbaus führen ferner im günstigsten Fall zu einer ineffizienten Klimaschutzwirkung im ungünstigen Fall zu einer positiven THG-Bilanz des Biomasseanbaus.

In Zukunft sollte das Klimaschutzziel der Energiepolitik sowie der Umgang mit dem knappen Gut Fläche, die vielfältige Funktionen übernehmen muss ernster genommen werden. Dazu sollten auch die Bedeutung der Ökosysteme als Quellen, Senken und für die Rückhaltung von Treibhausgasen sehr viel stärker in der Dimensionierung und Steuerung des Energiepfades auf Bundesebene aber insbesondere auch in der Lenkung auf Landesebene und vor Ort beachtet werden.

## 2 Klimaschutzrelevanz der Landnutzung

Ökosysteme speichern in ihren Böden unterschiedlich hohe Kohlenstoffvorräte (Tab. 1). Besonders Feuchtgebiete und unter gleichen Standortbedingungen Grünlandböden weisen bei einer für Landnutzungsänderungen relevanten Bodentiefe von 0 – 0,3 m (Pflugtiefe) (Untersuchungstiefe von 0,3 m) hohe Kohlenstoffmengen auf. Durch Störeinflüsse wie Bodenentwässerung und –bearbeitung kann je nach Bedingung für die mikrobielle Aktivität ein mehr oder minder hoher Anteil dieser Kohlenstoffreserven mineralisiert und als CO<sub>2</sub> freigesetzt werden (Schroeder & Blum 1992). Über die enge Verbindung zwischen Kohlenstoff- und Stickstoffhaushalt kommt es darüber hinaus zu der Freisetzung von N<sub>2</sub>O-Emissionen.

**Tab. 1: C-Vorräte der Ökosystemböden (t C ha<sup>-1</sup>, U-Tiefe: 0 - 0,3 m) (Haaren et al., im Druck)**

Studie	Feuchtgebiete	Grünland	>	Wald	>	Acker
(Del Gado et al. 2003)		71	>	56	>	49
(Neufeldt 2005)	73- 245*	93-103	?		>	58

Wie Tabelle 2 zeigt, ist das Risiko für Kohlenstoffverluste für die ackerbauliche Nutzung von Niedermooren am höchsten, gefolgt von der Grünlandnutzung auf Niedermooren und der landwirtschaftlichen Hochmoornutzung. Auf mineralischen Böden treten die höchsten potentiellen Kohlenstoffverluste bei Grünlandumbruch (und Entwässerung) auf hydromorphen Standorten in Erscheinung (ebd.). Die THG-Emissionen aus Mooren betragen derzeit ca. 2 - 5 % des gesamtdeutschen THG-Ausstoßes und stellen damit die größte Einzelquelle von THG außerhalb des Energiesektors dar (Tiemeyer et al. 2009). Mit der Vermeidung der intensiven, vor allem ackerbaulichen Bewirtschaftung organischer Böden aber auch von Grünlandumbrüchen auf insbesondere älteren, hydromorphen Grünlandstandorten zum Zwecke des Futter-, Nahrungsmittel- und Bioenergiepflanzenanbaus, kann daher ein wesentlicher Beitrag zur Reduktion des deutschen THG-Ausstoßes geleistet werden.

**Tab. 2: Mögliche Verlustraten organischer Substanz in Abhängigkeit vom Boden und von der aktuellen Nutzung (Höper 2008)**

Boden	Nutzung <sup>1</sup>	Potenzielle Gefährdung	Verlustrate (t C ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	Dauer (Jahre)	Pot. C-Verlust (t ha <sup>-1</sup> )	Stufe
Mineralböden	A	Vernachlässigung der Humuswirtschaft	< 1	< 10	13 (28)	1
nicht hydromorphe Mineralböden	G	Umbruch	1 – 3	< 10	13 - 30	2
Hydromorphe Mineralböden <sup>2</sup>	G	Entwässerung, Umbruch	5 – 7	< 20	100 - 170	3
Hochmoor	A, G	Anhaltende Torfmineralisation	3 – 7	30 - 100	400 - 500	4
Niedermoor	G					
Niedermoor	A	Anhaltende Torfmineralisation	8 – 15	30 - 100	>700	5

<sup>1</sup> A = Acker, G = Grünland; <sup>2</sup> im Wesentlichen Auenböden, Marschen und Gleye

Nach den CO<sub>2</sub>-Emissionen aus der Landnutzung und Landnutzungsänderungen stellen direkte und indirekte N<sub>2</sub>O-Emissionen aus dem Einsatz mineralischer und organischer Dünger und der Bewirtschaftung organischer Böden, die höchste Quelle landwirtschaftlicher THG-Emissionen dar (Wegener et al. 2006). Die Höhe landwirtschaftlich bedingter N<sub>2</sub>O-Emissionen wird durch zahlreiche Faktoren wie die Düngetechnik, das Düngemittelsubstrat, die Anbaukultur, Bodenbearbeitungsmaßnahmen (ebd.; Kamp et al. 2008) und Bewässerungsmaßnahmen bestimmt (Mosier & Hutchinson 1981). Den bedeutendsten Anteil an den N<sub>2</sub>O-Emissionen haben neben den natürlichen Standortfaktoren jedoch die Stickstoffüberschüsse aus der Düngung. Wie aus Tabelle 3 ersichtlich wird, wächst der N<sub>2</sub>O-Ausstoß mit der (über den Pflanzenbedarf hinausgehenden) Düngemenge an (Kamp et al. 2008).

**Tab. 3: N<sub>2</sub>O-Emissionen aus der Düngung (nach Kamp et al. 2008 verändert nach Jungkunst et al. 2006)**

Nutzung	Düngung	Mittelwert	Minimum	Maximum
		N <sub>2</sub> O (t CO <sub>2</sub> -Äq. ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> – GWP 100)		
Acker	ungedüngt	0,64	0,02	1,19
	gedüngt	2,31	0,03	8,15
Grünland	ungedüngt	0,56	0,05	1,62
	gedüngt	1,03	0,14	4,77

Die N<sub>2</sub>O-Emissionen aus gedüngten Acker- und Grünlandflächen betragen in Deutschland das ca. 2- bis 3-fache von ungedüngten Flächen (vgl. Kamp et al. 2008).

### 3 Maßnahmen und Planung einer angepassten Landnutzung

#### 3.1 Klimaschutzmaßnahmen der Landnutzung und generelle Synergien mit Naturschutzmaßnahmen

Eine klimafreundliche Anpassung der Landbewirtschaftung kann durch

- den Erhalt der Kohlenstoffspeicher,
- die Minderung bestehender THG-Quellen wie z.B. N<sub>2</sub>O-Emissionen aus der Düngung und/oder
- durch die Schaffung neuer THG-Senken, z.B. durch forstliche Maßnahmen erfolgen.

Die Priorität sollte dabei zu allererst auf dem Erhalt vorhandener Speicher wie Moore, Wälder und Dauergrünland liegen (s. Tab. 1), da der Aufbau der Kohlenstoffreserven sehr viel langsamer erfolgt als ihr Abbau als Reaktion auf Störeinflüsse. So gewinnt ein wachsendes Moor jährlich lediglich < 1 mm Torf hinzu während nach einer Entwässerung jedoch ca. 10 – 20 mm Torf pro Jahr durch Oxidation abgebaut wird (Höper 2008). Eine Kompensation der im Zuge einer Landnutzungsänderung entstandenen THG-Emissionen durch beispielsweise Grünlandansaat etc. im gleichen Zeitraum, wäre daher nur über einen erhöhten Flächenaufwand möglich. Moore und andere organische Böden emittieren im Falle einer Landnutzungsänderung besonders hohe CO<sub>2</sub>-Raten und sollten daher besonders geschützt werden. Auch Dauervegetation auf mineralischen hydromorphen Böden hat ein hohes Potential für CO<sub>2</sub>-Emissionen im Falle von Landnutzungsänderung wie bei einem Grünlandumbruch und sollte daher ebenfalls geschützt werden. Der Schutz dieser Standorte gewinnt vor allem vor dem Hintergrund des steigenden Umnutzungsdruckes auf Grünland- und

Moorstandorte (Nitsch et al. 2009; Behm 2008) zu Gunsten von Anbauflächen für Bioenergie- und Nahrungs- und Futtermittelpflanzen an Relevanz.

Ein hohes Potential zur Minderung des landwirtschaftlichen THG-Ausstoßes liegt in der Reduktion der N<sub>2</sub>O-Emissionen aus der Düngung. Eine standörtlich, anbaubezogen und zeitlich angepasste Düngung kann hierzu einen großen Beitrag leisten. Unter Einsatz von Precision Farming lassen sich beispielsweise die düngewebungen N<sub>2</sub>O-Emissionen um ca. 10% vermindern (Sehy et al. 2003).

Maßnahmen zur Förderung der Senkenleistung der Ökosysteme sind die Neuetablierung von Grünland, die Wiedervernässung von Mooren (vgl. Meyer et al. 2001) sowie forstwirtschaftliche Maßnahmen wie z.B. Aufforstungen (vgl. hierzu Kriebitzsch 2005). Die Umwandlung von konventioneller zu ökologischer landwirtschaftlicher Produktion kann zu einer THG-Reduktion pro Flächeneinheit führen. Mit Ausnahme einzelner Betriebszweige wie z.B. der Bullenmast, weist die ökologische Landwirtschaft auch im ertragsbezogenen Vergleich eine bessere Klimabilanz als der konventionelle Landbau auf, sofern die gesamte Prozesskette und Betriebe gleichen technischen Standards miteinander verglichen werden (Hirschfeld et al. 2008; Fritsche & Eberle 2007).

Wie Tabelle 4 zeigt besteht nach bisherigem Kenntnisstand ein hohes Synergiepotential zwischen den genannten Klimaschutzmaßnahmen und der im Naturschutz angestrebten Erhaltung der Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes sowie der biologischen Vielfalt. Der Schutz und die Wiedervernässung von Mooren, der Erhalt von altem Grünland auf Standorten mit hohem organischen Bodenkohlenstoffgehalt, die Neuetablierung von Grünlandstandorten, die Aufforstung von Feldgehölzen und die energetische Nutzung des anfallenden Landschaftspflegegutes wirken nicht nur positiv auf den Klimaschutz, sondern weisen aller Wahrscheinlichkeit nach positive Mitnahmeeffekte mit anderen Landschaftsfunktionen auf. Da das tatsächliche Inkrafttreten solcher Synergieeffekte jedoch i.d.R. abhängig vom Standort und der sachgemäßen Durchführung der Maßnahme ist, bedarf es bei der Planung und Umsetzung multifunktionaler Maßnahmen immer noch einer Einzelfallprüfung. Es wird zukünftig verstärkt Aufgabe der Landschaftsplanung sein, das Potential für multifunktionale Maßnahmen zu ermitteln und darzustellen (s. auch 2008).

**Tab. 4: Synergie- (und Konflikt-)potentiale zwischen Klima- und Naturschutz (Saathoff & Haaren, in Vorbereitung, Datengrundlage: (Schütze 2006, 2007; Claßen et al. 2003; Umweltbundesamt 2006 ; Beste 2005, 2007; Breitschuh et al. 2008; Lilienthal & Schnug 2008; Fohrer 2008; Landesanstalt für Umwelt 2009, Schmidt et al. 2006; Shepherd et al. 2003; Stolze et al. 2000; Mäder et al. 2002, 2009; Korneck & Sukopp 1988; Güthler et al. 2002; Klein 2003; Hoisl et al. 2000; Mellert et al. 2005; Nolte & Fohrmann 2005; Anders et al. 2002; Bergamini et al. 2009; Watts et al. 2008; Belting 2009; Verberk et al. 2006; Gelbrecht et al. 2006; Kesel 2008)**

Klimaschutzmaßnahme	Arten- u. Bio- topschutz	Retention	Grundwasser- schutz	Boden- schutz	Landschafts- bild
Erhalt Dauergrünland; Grün- landansaat	+/~	+	+	+/~	+
Vermeidung von Bo- denschadverdichtungen	+	+	+	+	
Räumlich/zeitlich ange- passte Düngung (z.B. Preci- sion Farming)			+	+	
Ökologischer Landbau	+		+	+	+
Aufforstung	+/-	+	+	+/~/-	+/-
Baumartenwahl	+/-		+	+	+
Umtriebszeit	+				+
Moorschutz/ u. -wieder- vernässung	+/-		+/-	+	+

Legende: +: Synergie; -: Konflikt; ~: vergleichbar mit konventioneller Bewirtschaftung

In Anbetracht der wachsenden Konkurrenz um Anbaufläche für den Bioenergie-, Futter- und Nahrungsmittelpflanzenanbau mit der Flächennutzung zu Naturschutzzwecken sowie begrenzten finanziellen Mitteln für naturschutzfachliche Maßnahmen ist eine Förderung von Synergieeffekten bei der Umsetzung von Naturschutzmaßnahmen von höchster Bedeutung. Der Nachweis darüber, dass mit einer Maßnahme positive Effekte für mehrere Schutzgüter erzielt werden können, wird zudem vermutlich eine höhere Akzeptanz für die Durchführung von Klima- bzw. Naturschutzmaßnahmen bei Flächenbesitzern und Behörden erwirken. Hinausgehend über die in Tab. 4 aufgeführten Mitnahmeeffekte könnten zudem auch Synergie- oder Konfliktpotentiale mit weiteren Funktionen wie z.B. dem Ertragspotential für verschiedene Biomasseformen bis hin zu Effekten für die ländliche Entwicklung bestehen. Das Potential für solche und weitere Mitnahmeeffekte sollte in weiterführenden Untersuchungen überprüft werden.

### 3.2 Beispiel für Planung der Konfliktvermeidung und Synergieerzeugung zwischen Arten- und Klimaschutz

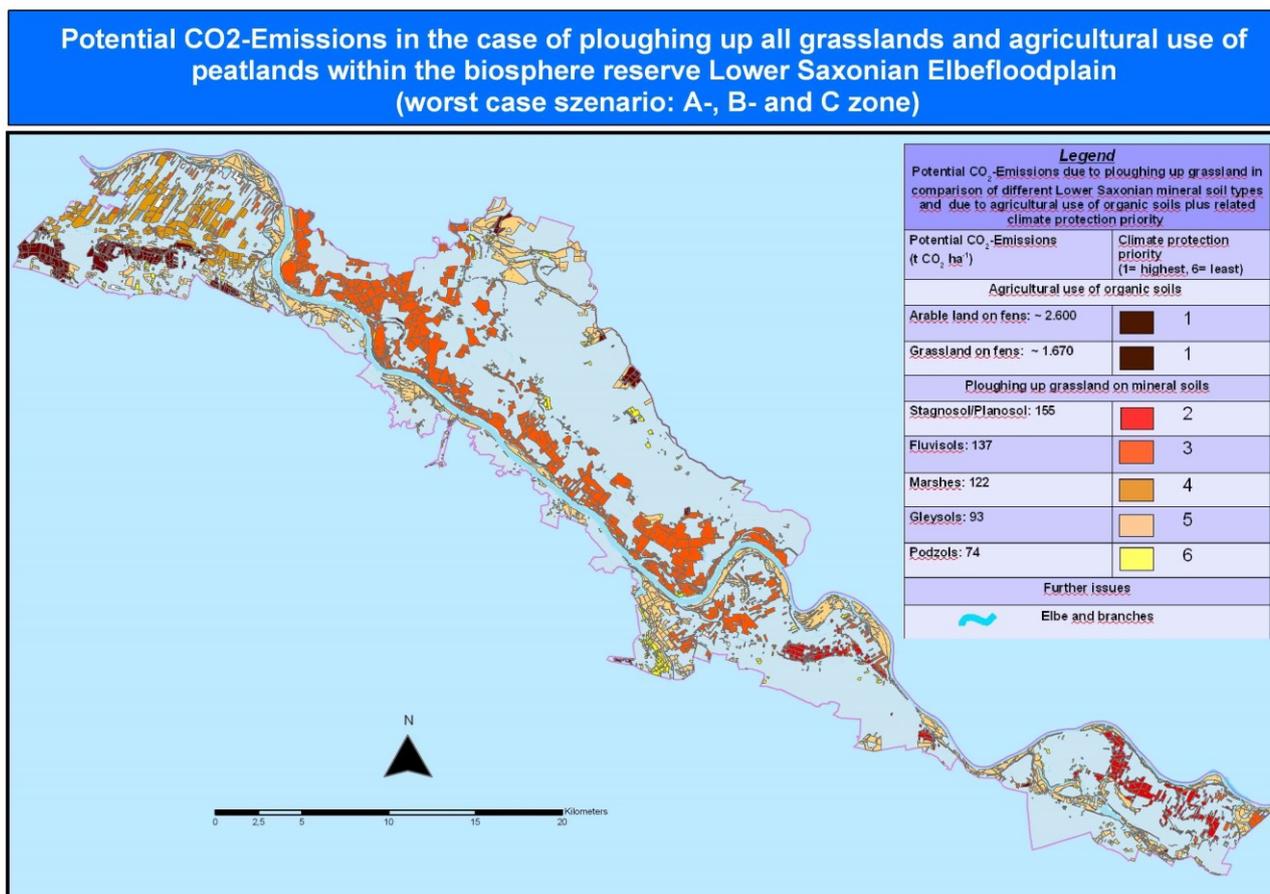
Am Beispiel des Biosphärenreservates (BR) Niedersächsische Elbtalau soll verdeutlicht werden, welche Synergiepotentiale existierende Maßnahmenkonzepte für den Naturschutz mit dem Klimaschutz aufweisen können:

Das Biosphärenreservat Niedersächsische Elbtalau hat eine besondere Bedeutung für den Klimaschutz, da es über einen hohen Anteil hydromorpher Grünlandböden verfügt, von denen ein geringerer Anteil zu den organischen Böden zählt. Hydromorphe mineralische und vor allem organische Grünlandböden weisen i.d.R.

vergleichsweise hohe Kohlenstoffspeicher auf, die im Falle einer Entwässerung und Umwandlung zu Acker zu mehr oder minder hohen Anteilen als CO<sub>2</sub> freigesetzt werden können. Aufgrund ihrer Vorbildfunktion für nachhaltiges Wirtschaften tragen Biosphärenreservate eine besondere Verantwortung, klimaschonende Landnutzung zu praktizieren und zu demonstrieren. Hierzu fehlen jedoch bislang als Planungsinstrument einsetzbare Wissensgrundlagen und Methoden. Mittels einer Differenzierung des bodentypenspezifischen CO<sub>2</sub>-Emissionsrisikos von Grünlandflächen im Falle ihres Umbruchs, wurde diese Wissensbasis für das BR Niedersächsische Elbtalare bereitgestellt. Auf der Datengrundlage eines Kohlenstoffinventars für niedersächsische Bodentypen (Höper 2009), einer Bodenübersichtskarte (Niedersächsisches Landesamt für Bergbau 2007) sowie einer Biotoptypenkartierung (Jungmann & Luberichs 2005), wurden hierzu aus den C-Vorratsunterschieden zwischen Grünland und Acker die C-Verluste (bzw. C-Gewinne) bei Grünlandumbruch und somit die potentiellen CO<sub>2</sub>-Emissionen (bzw. CO<sub>2</sub>-Aufnahme) für die einzelnen mineralischen Bodentypen des Biosphärenreservates abgeleitet. Für die Schätzung möglicher CO<sub>2</sub>-Emissionen aus landwirtschaftlicher Moornutzung wurden Emissionsfaktoren aus der Literatur verwendet (Höper 2007). Die Flächen wurden gemäß ihres CO<sub>2</sub>-Emissionsrisikos in Klimaschutzprioritätsstufen gegliedert in GIS Arc View dargestellt (s. Abb. 3: dunkel rote Flächen = hohe Klimaschutzpriorität (Stufe 1); gelbe Flächen = geringere Klimaschutzpriorität (Stufe 6)). Damit wurde die Bedeutung des Schutzes der einzelnen Flächen des Biosphärenreservates für den Klimaschutz abgebildet.

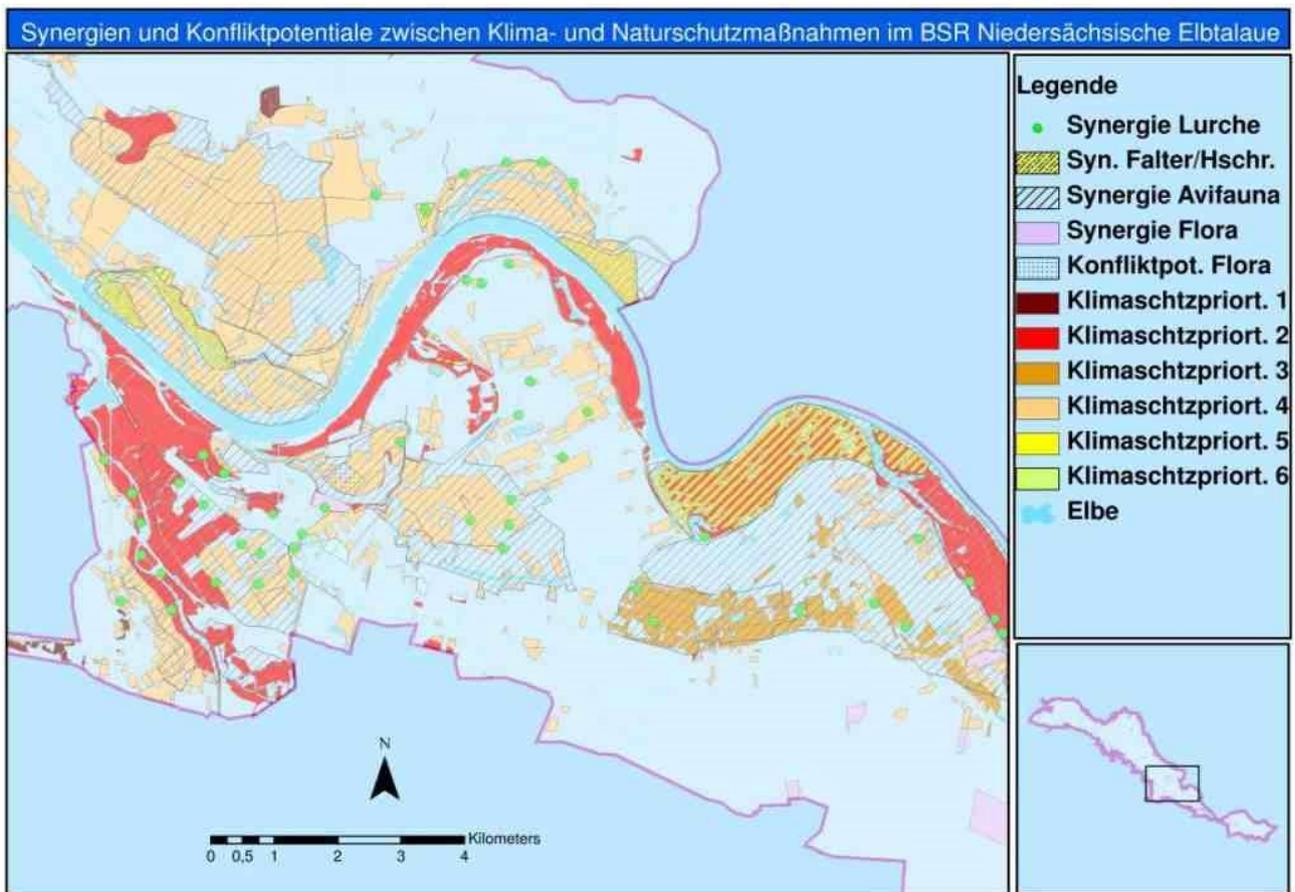
In einem nächsten Schritt wurde überprüft, welche Synergie- oder Konfliktpotentiale sich im Falle des Schutzes oder der Renaturierung der klimarelevanten Flächen aus Klimagesichtspunkten mit anderen Schutzgütern ergeben können. Hierzu wurden flächenkonkrete Maßnahmenvorschläge zum Artenschutz aus dem Biosphärenreservatsplan mit den zuvor ermittelten Klimaschutzprioritätsflächen in GIS Arc View überlagert (s. Abb. 4). Daraus ergab sich ein hohes Synergiepotential zwischen den Maßnahmen des Artenschutzes mit dem Klimaschutz.

Bei der Mehrzahl der untersuchten Artenschutzmaßnahmen mit Synergieeffekt handelt es sich um Maßnahmen zum Schutz und zur Renaturierung von Feucht- und Nassgrünland, eine weitere Maßnahme beinhaltet die Anlage von Ackerrandstreifen. Synergieeffekte konnten insgesamt auf 4.606 ha der 33.257 ha landwirtschaftlich genutzten Fläche des Biosphärenreservates identifiziert werden, wobei der größte flächenmäßige Anteil der Synergieeffekte mit dem Klimaschutz von Maßnahmen zum Schutz der Avifauna (Wiesenlimikolen, Weißstorch, Seeadler, Knäkente) ausging. Weitere Synergieeffekte ergaben sich aus Schutzmaßnahmen für Insekten (Sumpfschrecke, zwei verschiedene Falterarten), für den Laubfrosch und für die Flora. Mögliche Konflikte mit dem Erhalt der Bodenkohlenstoffspeicher wurden nur auf 24 ha ersichtlich. Dabei handelt es sich um Maßnahmen zur Schaffung von Rohbodenstandorten und dem Abtrag von Oberboden auf ehemaligen Ackerstandorten.



**ABB. 3: MÖGLICHE CO<sub>2</sub>-EMISSIONEN BEI UMBRUCH ALLER GRÜNLANDBÖDEN (WORST-CASE-SZENARIO: A-, B- UND C-GEBIETE) UND LANDWIRTSCHAFTLICHER MOORNUTZUNG IM BIOSPHÄRENRESERVAT NIEDERSÄCHSISCHE ELBTALAUE (V.HAAREN & SAATHOFF, IN VORBEREITUNG, DATENGRUNDLAGE: HÖPER 2009; JUNG-MANN & LUBERICHS 2005)**

Die gezielte Verbindung von Klima- und Naturschutzmaßnahmen beinhaltet aufgrund hoher möglicher Synergieeffekte ein wichtiges Potential, multifunktionale naturschutzfachliche Ziele mit geringerem Aufwand zu erreichen. Darüber hinaus ist zu erwarten, dass eine effizientere Abstimmung und ggf. Kopplung von Klima- und Naturschutzmaßnahmen zu einer gesteigerten Akzeptanz für die Umsetzung naturschutzfachlicher Maßnahmen führen wird.



**ABB. 4: SYNERGIEN- UND KONFLIKTPOTENTIALE ZWISCHEN KLIMA- UND NATURSCHUTZMAßNAHMEN; AUF 3900 HA SYNERGIEN MIT SCHUTZ AVIFAUNA, AUF 700 MIT INSEKTEN, AUF 8 MIT SCHUTZ DER FLORA, AUF 24 HA KONFLIKTE MIT FLORA (HAAREN & SAATHOFF, IN VORBEREITUNG, DATENGRUNDLAGE: BIOSPHÄREN-RESERVATSVERWALTUNG NIEDERSÄCHSISCHE ELBTALAU 2009; HÖPER 2009; JUNGSMANN & LUBERICHS 2005)**

#### 4 Umsetzungsinstrumente

Grundsätzlich sollten die meisten Steuerungsinstrumente flächendifferenziert eingesetzt werden. Nur so kann erreicht werden, dass flächeneffizient vorgegangen wird (also bei gegebener Flächeninanspruchnahme der höchste Umwelteffekt erzielt wird), die Landnutzer nicht unverhältnismäßig belastet werden (vermeiden, dass mit instrumentellen „Kanonen auf Spatzen geschossen wird“) und die vorhandenen Finanzen sowie Verwaltungskapazitäten effizient eingesetzt werden. Die in Kapitel 3 genannten generellen Ziele und möglichen Synergien mit anderen Funktionen des Naturhaushaltes müssten dafür in der Landschaftsplanung sowie auf Betriebsebene durch Beratung räumlich konkret dargestellt werden. Beispielhaft sei hier das feuchte und/ oder alte Grünland genannt, das i.d.R. sowohl besonders arten- als auch kohlenstoffreich ist und vor Umbruch prioritär geschützt werden sollte. Anders als bei sehr intensiv genutztem Grünland können die Klima- sowie Arten- und Biotopschutzfunktionen, wenn sie einmal verloren sind kaum in angemessener Zeit durch Kompensationsmaßnahmen wiederhergestellt werden.

Abb. 5 zeigt die derzeit schon vorhandenen Instrumente zur Steuerung auf. Dabei wird grundsätzlich zwischen Instrumenten unterschieden, die allgemeine Verpflichtungen, Verbote oder Privilegien konstituieren und deren Einhaltung für jedermann entschädigungslos gilt, sowie solchen, die ausgleichsfähige Leistungen durch die Landnutzer – hier die Biomasseerzeuger - ermöglichen oder verlangen. Die erstgenannten Regelungen gelten flächendeckend wie die gute fachliche Praxis der Land- und Forstwirtschaft die zweite Gruppe

sollte unter Effizienzgesichtspunkten auf Flächen mit erhöhtem Handlungsbedarf konzentriert werden. Hervorzuheben sind in Bezug auf eine flächenspezifische Steuerung insbesondere die Möglichkeiten, den Grünlandumbruch zu regulieren.

Hier entstehen einerseits für das Land Aufgaben, das spätestens jetzt, nachdem die 5% Grenze der Cross Compliance Regelung bereits überschritten ist, tätig werden kann und wirksame Maßnahmen ergreifen sollte. Der Health Check hat zudem die Möglichkeit eröffnet, neue Maßnahmen für den Klimaschutz einzuführen. Des Weiteren sollte die Konzentration der Maßnahmen auf Gebietskulissen bzw. bestimmte Stand-ortausprägungen konsequent zum Prinzip der Mittelverteilung gemacht werden (s. Tab. 5). Ein kleiner Schritt sollte es überdies für Bund und Länder sein, die Energiepflanzeprämie nur noch dort auszuzahlen, wo durch den Biomasseanbau keine nachteiligen Wirkungen auf den Naturhaushalt zu erwarten sind.



ABB. 5: DIFFERENZIERT EMPFINDLICHKEIT, HANDLUNGSBEDARFE IM RAUM UND INSTRUMENTE FÜR DIE ERHALTUNG VON SPEICHERN, MINDERUNG VON THG-EMISSIONEN

**Tab. 5: ELER-Maßnahmen mit Synergiewirkung für den Klimaschutz in den deutschen Bundesländern; Notwendig: Ausgestaltung der Möglichkeiten in allen Bundesländern Erhalt Grünland muss attraktiver werden, ggf. AUM auf altes Grünland konzentrieren, Umweltberatung (Saathoff & Haaren, in Vorbereitung)**

Klimaschutzmaßnahme	Bestandteil von ELER (Schwerpunkt 2, Art. 36a,b)
Moorrenaturierung	√√*) nur MV u. SH
Erhalt Dauergrünland	√
Grünlandansaat	√
Vermeidung Bodenschadverdichtungen	√
Räumlich/zeitlich angepasste Düngung	√
Ökologischer Landbau	√
Aufforstung	√√
Baumartenwahl (Entwicklung ökolog Waldgesellschaften/ Schutzfunktionen)	√√ MV+ TH
Umtriebszeit	√√
Beratung	Nds.

√: Bestandteil ELER Art. 36, a) iv) Agrarumweltmaßnahmen

√√: Bestandteil ELER Art. 36, b) i) Erstaufforstung landwirtschaftlicher Flächen,

iii) Erstaufforstung nichtlandwirtschaftlicher Flächen, v) Zahlungen für Waldumweltmaßnahmen;

\* Maßnahme nur für Wiedervernässung von Moorwäldern, andere Moorstandorte werden aber nach Schwerpunkt 3, Art. 52b) iii) berücksichtigt

Andererseits bestehen auch für Kreise und Kommunen Möglichkeiten der Steuerung. Zwar ist die Neuausweisung von Schutzgebieten durch die UWB und UNB ein zu träges Instrument, um auf dynamische Veränderungen der Flächennutzungen reagieren zu können. Jedoch sollten die Verordnungen bestehender Schutzgebiete im Sinne des Grünlandeschutzes ergänzt sowie vorsorgend mit der Ausweisung neuer Landschaftschutzgebiete oder geschützter Landschaftsbestandteile auf Flächen mit multiplen Schutzfunktionen begonnen werden. Eine Überwachung des Vollzuges in bestehenden Schutzgebieten ist eine Selbstverständlichkeit. Beide Wege scheinen jedoch die seit der letzten Verwaltungsreform mit stark dezimiertem Personal arbeitende niedersächsische Naturschutzverwaltung (s. Foth et al. 2007) zu überfordern.

Auch für die Städte und Gemeinden bestehen im Rahmen der Bauleitplanung Steuerungsmöglichkeiten. Zum einen können sie geschützte Landschaftsbestandteile durch Satzung festlegen, zum anderen wird die Möglichkeit des Grünlanderhaltes durch Ausweisung nach § 9 Abs. 1 Nr. 18 a BauGB diskutiert: Indem zwischen den in § 201 BauGB aufgeführten Landwirtschaftszweigen differenziert würde, wäre z.B. eine Unterscheidung zwischen Ackerbau oder Grünlandwirtschaft möglich und damit letztere festschreibbar (VGH Baden-Württemberg, Urteil vom 7. 12 1995). Ferner ermöglicht § 9 Abs. 1 Nr. 20 BauGB eine Beschränkung der

landwirtschaftlichen Bodennutzung zum Zwecke des Naturschutzes. Eine bauplanungsrechtliche Untersagung z. B. großflächiger Anwendung von neuen Pflanzenkulturen wie etwa Miscanthus wäre überdies dann möglich, wenn damit eine Entwicklung der Anbauformen einhergeht, die den landwirtschaftlichen Betrieb in seiner herkömmlichen Funktion verändert (von „Landwirtschaft zur Energiewirtschaft“) (s. Vorschläge Foth et al. 2007).

Es wird deutlich, dass mit der Möglichkeit zur Schutzgebietsausweisung, den Agrarumweltmaßnahmen, den Anforderungen der guten fachlichen Praxis sowie dem Planungsinstrument der Landschaftsplanung und der landwirtschaftlichen Beratung ein breites Spektrum von hoheitlichen und kommunikativen Instrumenten sowie Informations- und Anreizmöglichkeiten zur Verfügung steht, das dem unterschiedlichen Schutz- und Entwicklungsbedarf im Raum grundsätzlich bereits gerecht werden könnte. Allerdings werden die bestehenden Möglichkeiten z.T. aufgrund von mangelnden Verwaltungskapazitäten oder politischen Hemmnissen nicht ein- und umgesetzt, z.T. verhindert eine unspezifische Ausgestaltung von Programmen auf Landesebene einen zielgerichteten Einsatz der Agrarumweltmaßnahmen. Nur in wenigen Fällen lassen sich tatsächlich Regelungslücken in den derzeit noch geltenden Gesetzen feststellen.

Ebenfalls in Abb. 5 aufgeführt, sind Vorschläge zur Verbesserung dieser Situation. Neben den bereits genannten Möglichkeiten der Ausgestaltung bestehender Instrumente, insbesondere der Umweltkonditionierung der Biomasseprämie, werden Chancen in Instrumenten gesehen, die auch unter der Bedingung einer stark reduzierten Verwaltungskapazität des ökologischen Umweltschutzes noch eine Wirkung entfalten könnten. Zu nennen ist der gesetzliche Pauschalschutz prioritärer Speicher für THG-Vorläufersubstanzen, die Einrichtung eines Fonds zum Ankauf von Flächen für die Wiedervernässung, die Anhebung der Anforderungen an die Zertifizierung der Biomasse durch die Energiepflanzennutzer bzw. den Bundesgesetzgeber, sowie die Einführung einer Kompensationsregelung bei Grünlandumbruch in die gute fachliche Praxis auf Länderebene. Solche hoheitlichen Ansätze können und sollten durch kommunikative Mittel ergänzt oder teilweise ersetzt werden. Dazu wären allerdings gerade in Niedersachsen wiederum entsprechende personelle Kapazitäten entweder in den Behörden oder durch die Vergabe an Externe zu schaffen. Eine Umweltberatung kann durch die Nutzung der Fördermöglichkeiten der zweiten Säule der EU-Agrarpolitik finanziell von der EU unterstützt werden, wenn die Länder dies ausgestalten. Niedersachsen hat dazu bereits einen ersten Ansatz gemacht. In allen Bundesländern sollte der Grünlanderhalt ferner durch Anreize attraktiver werden. Wege dazu sind eine Konzentration der Agrarumweltmaßnahmen auf altem, artenreichem Grünland sowie in Bezug auf eine extensive Grünlandnutzung auf organischen Böden, bei Erhöhung der pro ha ausgezahlten Prämien.

## 5 Schlussfolgerungen

Angesichts der Zielüberfrachtung des Energiepflanzenanbaus sollte sein Beitrag zum Klimaschutz als entscheidendes Kriterium sowohl bei Rahmensetzungen bezüglich des Energiepfades als auch bei der Steuerung auf und unterhalb der Länderebene herangezogen werden. Ob Energiepflanzenanbau tatsächlich effizient zum Klimaschutz beiträgt hängt einerseits vom Energiepfad und der Einbeziehung der THG-Emissionen der Landnutzung in die Ökobilanz auf den unterschiedlichen Entscheidungsebenen ab. Da landnutzungsbedingte THG-Emissionen standort- und nutzungspezifisch sind, muss der Steuerung eine räumliche Bewertung der THG-Relevanz der Ökosysteme und Nutzungen zu Grunde liegen. Diese kann ebenso wie die Information zu Potentialen und Vorschlägen zur Konfliktminderung und Schaffung von Synergien in der Landschaftsplanung mit geringem Mehraufwand bereitgestellt werden.

Zur Erhaltung der THG-Rückhaltungs- und -Senkenfunktion sollten zunächst die vorhandenen Umsetzungsinstrumente genutzt und vollzogen werden. Des Weiteren sollte die Biomasseprämie nur noch konditioniert ausgestaltet sowie die Agrarumweltmaßnahmen auf Flächen mit Handlungspriorität konzentriert und an die Aufgabe des Klimaschutzes angepasst werden. Um die Agrarumweltberatung zu unterstützen, könnten die Fördermöglichkeiten der zweiten Säule in Niedersachsen noch weitgehender ausgestaltet werden.

## 6 Quellenverzeichnis

Anders, S., H. Ellenberg, H. Hertel, G. Hofmann, M. Jenssen & J. Heuveldop (2002): Biodiversitätsforschung im Wald. ForschungsReport 2: 17–22.

BauGB (Baugesetzbuch) in der Fassung der Bekanntmachung vom 23. September 2004 (BGBl. I S. 2414), das zuletzt durch Artikel 4 des Gesetzes vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585) geändert worden ist.

Behm, C. (2008): Grünlandverluste schreiten beschleunigt voran. [http://www.cornelia-behm.de/cms/default/dok/257/257613.gruenlandverluste\\_schreiten\\_beschleunigt.html](http://www.cornelia-behm.de/cms/default/dok/257/257613.gruenlandverluste_schreiten_beschleunigt.html). Stand vom 09.11.2009.

Belting, H. (2009): LIFE-Natur Projekt "Wiedervernässung der westlichen Dümmerniederung". [http://www.nlwkn.niedersachsen.de/master/C11072274\\_N13647002\\_L20\\_Do\\_I5231158.html](http://www.nlwkn.niedersachsen.de/master/C11072274_N13647002_L20_Do_I5231158.html). Stand vom 29.01.2010.

Bergamini, A., M. Peintinger, S. Fakheran, H. Moradi, B. Schmid & J. Joshi (2009): Loss of habitat specialists despite conservation management in fen remnants 1995-2006. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 11 (1): 65–79.

Beste, A. (2007): Bodenschutz so notwendig wie Klimaschutz. *Ländlicher Raum* 58: 22–28.

Beste, A. (2005): Landwirtschaftlicher Bodenschutz in der Praxis – Grundlagen, Analyse, Management; Erhaltung der Bodenfunktionen für Produktion, Gewässerschutz und Hochwassermeidung. Schriftenreihe Agrarwissenschaft 1, 204 S., Köster, Berlin.

Biosphärenreservatsverwaltung Niedersächsische Elbtalau (2009): Biosphärenreservatsplan mit integriertem Umweltbericht - Biosphärenreservat „Niedersächsische Elbtalau“, Hitzacker. 296 S. [http://cdl.niedersachsen.de/blob/images/C56419721\\_L20.pdf](http://cdl.niedersachsen.de/blob/images/C56419721_L20.pdf) Seitenzahl. Stand vom 22.02.2010.

Biomassestrom-Nachhaltigkeitsverordnung (BioSt-NachV) – Verordnung über Anforderungen an eine nachhaltige Herstellung von flüssiger Biomasse zur Stromerzeugung vom 23. Juli 2009.

Breitschuh, G., H. Eckert, I. Matthes & J. Strümpfel (2008): Kriteriensystem nachhaltige Landwirtschaft (KSNL) – Ein Verfahren zur Nachhaltigkeitsanalyse und Bewertung von Landwirtschaftsbetrieben. *KTBL-Schrift* 466, 136 S., KTBL, Darmstadt.

BMU (Bundesministerium für Umwelt) & BMELV (Bundesministerium für Ernährung) (2009): Nationaler Biomasseaktionsplan für Deutschland – Beitrag der Biomasse für eine nachhaltige Energieversorgung, Berlin. 30 S. <http://www.bmelv.de/cae/servlet/contentblob/435146/publicationFile/26486/Biomasseaktionsplan-National.pdf>. Stand vom 22.02.2010.

Claßen, T., T. Kistemann & B. Dieckrüger (2003): Naturschutz und Gesundheitsschutz. *BfN-Skripten* 93, 161 S., BfN, Bonn–Bad Godesberg.

Delgado, I., J. Six, A. Peressotti & F. Cotrufo (2003): Assessing the impact of land-use change on soil C sequestration in agricultural soils by means of organic matter fractionation and stable C isotopes. *Global Change Biology* 9: 1204–1213.

Erneuerbare-Energien-Gesetz vom 25. Oktober 2008 (BGBl. I S. 2074), das zuletzt durch Artikel 3 des Gesetzes vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542) geändert worden ist.

Richtlinie 2001/77/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Förderung der Stromerzeugung aus erneuerbaren Energiequellen im Elektrizitätsbinnenmarkt vom 27. September 2001 (Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften vom 27. Oktober 2001, L 283/33ff).

Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (10.11.2009): Anbau nachwachsender Rohstoffe in Deutschland. <http://www.nachwachsenderohstoffe.de/service/mediathek/grafiken.html>. Stand vom 10.11.2009.

Fohrer, N. (2008): Nutzung des Bodenspeicherungspotenzials für Wasser als Vorsorgemöglichkeit für Starkregenereignisse und Trockenperioden. In: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL) (Hrsg.): Klimawandel und Ökolandbau. Situation, Anpassungsstrategien und Forschungsbedarf. *KTBL-Schrift* 473: 131-140, KTBL, Darmstadt.

Foth, H., M. Faulstich, C. v. Haaren, M. Jänicke, H.-J. Koch, P. Michaelis & K. Ott (2007): Klimaschutz durch Biomasse – Sondergutachten. 124 S., Schmidt, Berlin.

Fritsche, U. & U. Eberle (2007): Treibhausgasemissionen durch Erzeugung und Verarbeitung von Lebensmitteln. <http://www.oekoinstitut.de/publikationen/forschungsberichte/studien/dok/657.php?id=&anzeige=det&Titel1=&IAutor1=&ISchlagw1=&sortieren=&dokid=328>. Stand vom 10.11.2009.

Gelbrecht, J., D. Zak & T. Rossol (2006): Dynamik gelöster Stoffe und Phosphorrückhalt in wiedervernässten Mooren des Peenetales (Mecklenburg-Vorpommern). *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* 45 (1): 3–21.

Güthler, W., A. Geyer & F. Herhaus (2002): Zwischen Blumenwiese und Fichtendickung – Naturschutz und Erstaufforstung; Konfliktlösungsstrategien im Rahmen der EAGFL-Verordnung für den ländlichen Raum. *Angewandte Landschaftsökologie* 45, 133 S., Landwirtschaftsverlag, Bonn-Bad Godesberg.

Haaren, C.v., W. Saathoff, T. Bodenschatz & M. Lange (im Druck): Der Einfluss veränderter Landnutzungen auf Klimawandel und Biodiversität. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt*.

Haaren, C.v. & W. Saathoff (in Vorbereitung): Integration of climate protection and mitigation functions into landscape planning.

Hirschfeld, J., J. Weiß, M. Preidl & T. Korbun (2008): Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland. 187 S., IÖW, Berlin.

Hoisl, R., W. Nohl & P. Engelhardt (2000): Naturbezogene Erholung und Landschaftsbild – Handbuch. *KTBL-Schrift* 398, 306 S., Landwirtschaftsverlag, Münster.

Höper, H. (2007): Freisetzung von Treibhausgasen aus deutschen Mooren – Emission of greenhouse gases from German peatlands. *TELMA* 37: 85–116.

Höper, H. (2008): Treibhausgasfreisetzung organischer Böden. In: Umweltbundesamt, Hrsg., UBA-Workshop "Böden im Klimawandel - Was tun?!" am 22./23. Januar 2008, Texte 25/08: 105–109, UBA, Dessau.

- Höper, H. (2009): Die Rolle von organischen Böden als Kohlenstoffspeicher [http://cdl.niedersachsen.de/blob/images/C53557373\\_L20.pdf](http://cdl.niedersachsen.de/blob/images/C53557373_L20.pdf). Stand vom 20.11.2009
- Isermeyer, F. (2008): Nutzung von Biomasse zur Energiegewinnung : Empfehlungen an die Politik; Gutachten. 198 S., Kohlhammer, Stuttgart.
- Jungkunst, H., A. Freibauer, H. Neufeldt & G. Bareth (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 (3): 341–351.
- Jungmann, S. & J. Luberichs (2005): Digitale Biotoptypenkartierung 1:10.000. Biosphärenreservatsverwaltung: Verwaltungsgrenzen, entera. Shapefile.
- Kamp, T., K. Choudhury, R. Ruser & U. Hera (2008): Anpassungsstrategien bei Bodennutzungssystemen an den Klimawandel – F&E Vorhaben im Auftrag des Umweltbundesamtes (FKZ 20671202), Dessau. 283 S. + Anhang, unveröffentlicht.
- Kesel, R. (2008): Renaturierung von Hochmooren und Auen – Ein Beitrag zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie und zum Klimaschutz. *Mitteilungen aus der NNA* 19 (1): 4–8.
- Klein, M. (2003): Naturschutz und Erstaufforstung – Zielkonflikte unterschiedlicher Flächennutzungsarten. In: Gottlob, T. & H. Englert (Hrsg.): *Erstaufforstung in Deutschland*. S. 23–29, Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Hamburg.
- Korneck, D. & H. Sukopp (1988): Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz. 210 S., Landwirtschaftsverlag, Bonn - Bad Godesberg.
- Kriebitzsch, W.-U. (2005): Waldökosysteme als Quellen und Senken für CO<sub>2</sub> – Prozesse und Bilanzierung. In: Weigel, H.-J. & U. Dämmgen (Hrsg.): *Biologische Senken für atmosphärischen Kohlenstoff in Deutschland*. S. 15–25, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Braunschweig.
- Landesanstalt für Umwelt (2009): Gefährdeter Grundwasserkörper 16.2 Rhein - Neckar – Bewertung und Erfordernis weitergehender Maßnahmen. <http://www.rp.baden-wuerttemberg.de/servlet/PB/show/1293172/index.htm>. Stand vom 26.11.2009.
- Lilienthal, H. & E. Schnug (2008): Hochwasserschutz durch ökologische Bodenbewirtschaftung. In: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL) (Hrsg.): *Klimawandel und Ökolandbau. Situation, Anpassungsstrategien und Forschungsbedarf*. KTBL-Schrift 472: 123–130, KTBL, Darmstadt,.
- Mäder, P., A. Fließbach, D. Dubois, L. Gunst, P. Fried & U. Niggli (2002): Soil Fertility and Biodiversity in Organic Farming. *Science* 296: 1694–1697.
- Mellert, K., A. Gensior, A. Göttlein & C. Kölling (2005): Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wald in Bayern – Regionalisierung von Inventurergebnissen aus dem Raster des Level I. [http://www.afsv.de/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online\\_heft-2-1.pdf](http://www.afsv.de/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft-2-1.pdf). Stand vom 26.11.2009.
- Meyer, K., H. Höper & J. Blankenburg (2001): Spurengashaushalt und Klimabilanz bei Vernässung. In: Kratz, R. & J. Pfadenhauer (Hrsg.): *Ökosystemmanagement für Niedermoore. Strategien und Verfahren zur Renaturierung*. S. 104–110, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

- Mosier, A. & G. Hutchinson (1981): Nitrous oxide emissions from cropped fields. *Journal of Environmental Quality* 10: 169–173.
- Neufeldt, H. (2005): Carbon stocks and sequestration potentials of agricultural soils in the federal state of Baden-Württemberg, SW Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 168 (2): 202–211.
- Niedersächsisches Landesamt für Bergbau (2007): Bodenübersichtskarte 1: 50.000 (BÜK 50), Blatt L2728, L 2730, L 2732, L 2932, L 2934, Niedersächsisches Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG), Hannover.
- Nitsch, H., B. Osterburg & W. Roggendorf (2009): Landwirtschaftliche Flächennutzung im Wandel – Folgen für Natur und Landschaft. <http://imperia.verbandsnetz.nabu.de/imperia/md/content/nabude/landwirtschaft/gruenland/gap-reform.pdf>. Stand vom 22.02.2010.
- Nolte, C. & R. Fohrmann (2005): Schadstoff-Einträge in das Grundwasser in einem forstwirtschaftlich genutzten Wassereinzugsgebiet am Niederrhein. – Ursachen und Entwicklung. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 107: 509–510.
- Rüter, S. (2008): Biotopverbund und Abflussretention in der Agrarlandschaft. Modellanalytische Untersuchungen am Beispiel des sächsischen Lösshügellandes. *Beiträge zur räumlichen Planung* 87, 141 S., Institut für Umweltplanung, Hannover.
- Saathoff, W. & C.v. Haaren (in Vorbereitung): Klimarelevanz der Landnutzungen und Konsequenzen für den Naturschutz.
- Schmidt, T., T. Runge, K. Seidel, K. & B. Osterburg (2006): Bewertung der ökologischen Wirksamkeit und Eignung von technisch-organisatorischen Wasserschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft. [http://www.vti.bund.de/fallitdok\\_extern/bitv/dko38384.pdf](http://www.vti.bund.de/fallitdok_extern/bitv/dko38384.pdf). Stand vom 26.11.2009.
- Schroeder, D. & W. Blum (1992): *Bodenkunde in Stichworten*. 175 S., Hirt, Berlin.
- Schütze, G. (2006): Auswirkungen und Anpassungsmöglichkeiten der Landnutzung unter den Bedingungen des fortschreitenden Klimawandels – Schadstoffwirkungen/ Klimawandel/ Flächenverbrauch/Biodiversität. 32 S., unveröffentlicht.
- Sehy, U., R. Ruser & J. Munch (2003): Nitrous oxide fluxes from maize fields: relationship to yield, site-specific fertilization, and soil conditions. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 99: 97–111.
- Shepherd, M., B. Pearce, B. Cormack, L. Philipps, S. Cuttle & A. Bhogal (2003): An Assessment of the Environmental Impacts of Organic Farming. [http://orgprints.org/6784/2/OFo405\\_909\\_TRP.pdf](http://orgprints.org/6784/2/OFo405_909_TRP.pdf). Stand vom 29.01.2010.
- Stolze, M., A. Piorr, A. Häring & S. Dabbert (2000): The environmental impacts of organic farming in Europe. 127 S., Inst. für Landwirtschaftliche Betriebslehre, Stuttgart-Hohenheim.
- Tiemeyer, B., A. Gensior & A. Freibauer (2009): Verbundprojekt „Organische Böden“ – Ermittlung von Methoden, Aktivitätsdaten und Emissionsfaktoren für die Klimaberichterstattung LULUCF/AFOLU. In: Bundesministerium für Ernährung (Hrsg.): *Aktiver Klimaschutz und Anpassung an den Klimawandel. Beiträge der Agrar- und Forstwirtschaft*, Braunschweig: 113–114.
- Umweltbundesamt (UBA) (2006): Was Sie über vorsorgenden Hochwasserschutz wissen sollten. <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3019.pdf>. Stand vom 26.11.2009.

Urban, B., C. v. Haaren, H. Kanning, J. Krahl & A. Munack (2008): Biologische Vielfalt in Ökobilanzen - Konzept für eine methodische Integration am Beispiel biogener Kraftstoffe. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 40 (12): 409–414.

Verberk, W., G. van Duinen, E. Remke, E. & H. Esselink (2006): Schrittweise zu Renaturierungsmaßnahmen in Hochmooren – Tierperspektive und interdisziplinärer Ansatz. In: Natur- und Umweltschutz-Akademie des Landes Nordrhein-Westfalen (NUA) (Hrsg.): *Regeneration des Großen Torfmoores*. NUA-Heft 23: 47–53, Lübbecke.

Verordnung (EG) Nr. 796/2004 der Kommission vom 21. April 2004 mit Durchführungsbestimmungen zur Einhaltung anderweitiger Verpflichtungen, zur Modulation und zum Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystem nach der Verordnung (EG) Nr. 1782/2003 des Rates mit gemeinsamen Regeln für Direktzahlungen im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik und mit bestimmten Stützungsregelungen für Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe (ABl. L 141 vom 30.4.2004, S. 18)

Watts, C., B. Clarkson & R. Didham (2008): Rapid beetle community convergence following experimental habitat restoration in a mined peat bog. *Biological Conservation* 141 (2): 568–579.

Wegener, J., W. Lücke, W. & J. Heinzemann (2006): Analyse und Bewertung landwirtschaftlicher Treibhausgas-Emissionen in Deutschland. *Agrartechnische Forschung* 12: (103 - 114).

## Summary

### **Agriculture and climate protection: relevance of agricultural land use for climate protection**

The bioenergy crop production is still seen as a universal remedy for meeting challenges in the field of energy politics, climate protection and rural development (Foth et al. 2007). Just in singular cases, all of these targets can be achieved by the bioenergy solution. The present extension targets for the growth of bioenergy crops and the implemented incentives for the producers have led to a huge increase in cultivated area for rape seed and corn. Particularly the support of biofuels is inefficient from the perspective of climate protection and partly even counterproductive. Moreover, together with the uncontrolled biogas-boom, it also affects other ecosystem functions as e.g. water supply and biodiversity protection. For that reason, an amendment of energy policy on the federal level and regulations for the use of limited land on the local and federal estate level is necessary. Thereby, the greenhouse gas relevance of ecosystems and land uses as the mitigation of conflicts and the potential for synergies between bioenergy crop cultivation and other ecosystem services have to be considered. Systematic approaches to meet these challenges will be presented and further requirements for the application of existing planning instruments as the need for further instruments to steer the cultivation of bioenergy crops will be discussed.

Anschriften der Verfasser:

Dipl.-Ing. Wiebke Saathoff

Institut für Umweltplanung, Leibniz, Universität Hannover

Herrenhäuser Str.2

30419 Hannover

Tel.: 0511/762 5359

Email: [saathoff@umwelt.uni-hannover.de](mailto:saathoff@umwelt.uni-hannover.de)

Prof. Dr. Christina von Haaren

Institut für Umweltplanung, Leibniz Universität Hannover

Herrenhäuser Str.2

30419 Hannover

Tel.: 0511/762 2652

Email: [haaren@umwelt.uni-hannover.de](mailto:haaren@umwelt.uni-hannover.de)

## 5. Paper II: „Scale-relevant impacts of biogas crop production: A methodology to assess environmental impacts and farm management capacities“

Verfasst von

Wiebke Saathoff, Christina von Haaren & Michael Rode

Erschienen als

Saathoff, Wiebke; Haaren, Christina von; Rode, Michael (2013): Scale-Relevant Impacts of Biogas Crop Production. A methodology to assess environmental impacts and farm management capacities. In: Hans Ruppert, Martin Kappas und Jens Ibendorf (Hg.): Sustainable bioenergy production. An integrated approach. Dordrecht: Springer, S. 181–216.

## Abstract

The cultivation of biogas crops can affect nature and landscapes in different ways. The increasing loss of permanent grassland, changes within cultivated crops, crop rotations and their spatial allocation within the landscape may have serious impacts on natural assets and commercial ecosystem services. Beneficial or impairing impacts occur at the level of interference (farm level) as well as on broader spatial and/or temporal scales. Governance problems often occur when impacts cross farm boundaries, since farmers have no interest in maintaining a service or avoiding impairments. This is due to the beneficiaries on regional and higher scales often not compensating farmers for the costs of the service at the farm level. Environmental governance should therefore deal with the discrepancies between farm activities that have transboundary relevance and administrative/property borders. Our research questions are:

- (i) What kinds of transboundary impacts does biogas crop cultivation have on natural assets or ecosystem services?
- (ii) How can the harmful or beneficial impacts on different spatial scales or governance levels be assessed? Where do costs and benefits occur?
- (iii) Which biomass production impacts require individual and/or collective responses and which precautionary measures could be implemented to avoid possible impacts?

The purpose of this chapter is to establish an assessment methodology to identify the discrepancies between land-use-related decision competencies and the scope of the resulting impacts.

The assessment method is based on a literature analysis and is developed in three steps:

1. Establishing a theoretical basis to classify the scale-related impacts of biogas crop cultivation. This theory considers the governance problems that may occur if
  - affected habitats or ecological processes cross farm boundaries;
  - the value of an affected natural asset is relevant on a broader scale (regional or even global relevance);
  - small or insignificant pressures (from the farm-level perspective) occur, as they can have a relevant impact if they occur frequently in a larger spatial context.
2. Classifying the typical pressures and impacts of biogas crops;
3. Integrating these pressures and impacts into a DPSIR framework according to their scale relevance.

This methodology provides a systematic analysis of scale-related problems of fit that occur in biogas crop cultivation. The resulting information on the required individual or collective actions supports the identification of suitable governance measures.

**Keywords:** Biogas crop production, spatial scale, conservation, ecosystem services, biodiversity, climate protection, greenhouse gas emissions (GHG), species protection, habitat network, on-site impact, transboundary impact, DPSIR

## **7.1 Introduction: State of knowledge and objectives**

### **7.1.1 Impacts through biogas crop cultivation**

As a consequence of different driving forces, such as the strong incentives for energy crop production, biogas crop production has expanded rapidly, accompanied by extensive land use changes. Owing to the rapid expansion of biogas crop production, the maize cultivation area grew by approximately 42% in Germany between 1999 and 2012 (Statistisches Bundesamt 2002, 2012). This expansion of energy crop production has also increased the competition for land. The biomass production of bioenergy, food, fodder and its extensive utilisation all compete with one another and with nature conservation demands for land. In Germany, and particularly in Lower Saxony, the resulting changes include the conversion of grassland into arable land and the increased use of land that was previously set aside (Nitsch et al. 2010). These land use changes have also occurred in ecologically vulnerable areas, for instance, in areas protected by the flora and fauna habitat directive, in water protection areas, on sites vulnerable to erosion and in areas with great significance for carbon storage, such as peatlands (Nitsch et al. 2009; Nitsch et al. 2010; Buhr et al. 2010). Grasslands have increasingly been converted into cropland, particularly on sites that are relevant for CO<sub>2</sub> retention and species protection, such as peatlands (Nitsch et al. 2009; Nitsch et al. 2010). Further changes are caused by increasing pressure to use arable land more intensively, which is often followed by reduced crop rotation times, the introduction of new energy crops, changes in irrigation practices and an increase in plot sizes. These often have negative effects on ecosystem services, such as the impairment of habitats (definition according to Abercrombie et al. 2008) through the reduction of hedgerows and field margins, changed species composition and the deterioration of landscape amenities (Wiehe et al. 2010; Rodriguez and Wiegand 2009).

### **7.1.2 Problems of scale**

The described unwanted landscape changes through biomass cultivation are partly due to scale problems. They occur if the (e.g., economic) interest on the farm level differs from that on the higher levels (e.g., regional habitat network), or if the farmer overlooks the effects on the higher scales. The terms "level" and "scale" will be used in this paper as follows: The term "scale" describes the definite spatial or temporal boundary of a quantitative entity, whereas "level" is defined as a unit of organisation (Allen 1998), which can be also spatially defined, confined by political boundaries.

Land use changes and intensification can adversely affect natural assets, such as animal species diversity and population density, if energy maize is cultivated on a large area (Rode et al. 2010; Reich et al. 2011). However, maize cropping can also result in beneficial effects if it diversifies the crop rotation, thus enriching the habitat supply for animals (Reich et al. 2011). Positive and negative effects can occur at the level of interference on the farm scale, but also on a broader spatial scale. In the latter case this occurs if, for instance, many farmers act similarly and all introduce maize resulting in large areas with monocultural maize cultivation. On a broader temporal scale (over longer time spans), such changes may contribute to gradual global warming caused by the GHG (greenhouse gas) emissions (IPCC 1996). The Brundtland Report and others have acknowledged the importance of considering temporal and spatial scales in environmental management (World Commission on Environment and Development 1991). Understanding an impact's spatial (and temporal) extension is necessary in order to identify the sources of a problem and to implement measures to prevent impacts, or to rehabilitate affected ecosystems.

### **7.1.3 Information and methodology deficits regarding managing scale-related environmental conflicts**

Environmental impacts and their spatial dimensions caused by biogas crop cultivation are seldom foreseen or acknowledged on the spatial scale where crop cultivation decisions are made (the farm level) (see Wiehe et al. 2011). This shortcoming in forecasting is, at least partly, due to a problem of fit between the decision level for crop cultivation and the scale of the resulting impacts. According to the subsidiarity principle, it is preferable to solve environmental conflicts at the lowest possible decision tier (e.g., European Parliament 2000). Applying this principle would imply that as many impacts as possible should be prevented and reduced at the farm level. In order to enable the farmer to accept these responsibilities, he needs information about the imminent environmental impairments and compensation for the management measures he may take that are not in his economic interest. The framework conditions for such management on the farm level, or for issues that cannot be dealt with at the farm level, should be managed at higher decision tiers (EURLex 2002, Art. 174, environmental part of the EC treaty). Spatial planning is a discipline which is capable and qualified to decide on the right level of management. In Germany, spatial planning is the responsibility of forward-looking regulations and the governance of territorial functions. This includes bridging different spatial levels (counter-flow-principle) and acting according to the precautionary principle (Regional Planning Act 2009). Spatial planning has to coordinate different land use demands and deal with conflicts on different planning levels. Specifically, spatial planning, together with landscape planning, should develop, conserve and – if possible – restore soil functions, water balance, flora and fauna, climate and cultural landscapes' functions, as well as their interactions. The spatial requirements of habitat networks, climate protection (climate change mitigation) and climate change adaptation should be considered. Spatial planning should set the stage for agriculture and forestry to help conserve rural areas' natural livelihoods as well as to maintain and design nature and landscapes (e.g., ROG 2009, §2 (1, 5, 6), (Regional Planning Act 2009)). In order to follow the precautionary principle and to prevent potential spatial conflicts, the risk of such conflicts should be identified at the outset (Rode 2006). In addition, to fulfil its scale-related governance tasks, spatial planning requires competencies in managing the financial compensation of land users, who should be motivated to act against their intrinsic economic interests.

To date there has been no systematic analysis of a suitable division of tasks between the regional planning level and the farm level with respect to the scale-related problems that bioenergy production causes. The capacity of the farm level to solve problems has specifically not been systematically examined. According to the subsidiarity principle, knowledge of farm-level capacities could be the precondition to decide on the appropriateness of the decision competencies at higher governance levels. A classification of the scale effects and a methodology that can serve as a basis to identify the adverse effects or benefits of biogas crop management as well as its consequences for responses on different governance levels, are lacking. Providing farmers with knowledge of the impacts that their cultivation practices cause on different scales may improve their capacities to prevent ecological conflicts. However mere knowledge alone may not sufficiently motivate farmers to apply conservation measures. Notwithstanding, this knowledge is also an important basis for governmental institutions to supply incentives or create legal obligations that may support a farm to produce biogas crops sustainably.

### **7.1.4 Objective and outline**

In order to support regional governance institutions in their attempts to solve problems related to biogas crop production, the following questions need to be answered:

- What are biogas crop cultivation's impacts on the natural assets or ecosystem services and how can we recognise and classify transboundary impacts?
- How can the harmful or beneficial impacts on different spatial scales or governance levels be assessed?
- Which response measures are appropriate and on which institutional level should these measures be initiated or implemented?

A methodological concept is presented that helps answer these questions in concrete cases. Applying the methodology allows the spatial scale-related problems originating from biogas crop production to be assessed. The approach identifies potential options for farmers to ecologically optimise their farm management as well as the potential scale-related obstacles that may prevent them from doing so. Furthermore, the methodological concept allows an assessment of whether conservation measures can theoretically be initiated from the farm level or whether supra-local or even supra-regional scale governance initiatives are required.

Since biogas crop cultivation can affect a wide range of natural assets and ecosystem services, we will focus on species and habitat conservation (the habitat function) and the mitigation of greenhouse gas emissions (the climate regulation function) as examples. We also concentrate on the spatial scale and not on the temporal scale.

After describing the development of the methodology (Chapter 7.2), we explore the scale relevance of impacts and propose a test scheme for identifying different decision levels' responsibilities and regulation capacities (Chapter 7.3). Typical impacts of biogas crop cultivation and measures to mitigate them (Chapter 7.4) are used to integrate the test scheme (described in Chapter 7.3) into a DPSIR (driving force, pressure, state, impact, response) analysis. Thereby, the scale relevance of biogas crop production's possible impacts and response options is assessed. Suggestions are made (Chapter 7.6) on how to use the test scheme and the adopted DPSIR concept to identify the right planning level for response options. Finally, the scale relevance of impacts and responses' benefits and costs is discussed (Chapter 7.7) before a conclusion is drawn about the potentials and restrictions of the methodological concept and their implications for planning and governance practice (Chapter 7.8).

## **7.2 Methodological approach**

A methodological framework that incorporates specific tasks and methods was developed in order to answer the questions stated above. Table 7.1 provides an overview of the tasks and methods applied to answer the research questions.

**Table 7.1: Sections of the methodological framework: Questions, tasks and methods**

No.	Question	Task	Method	Chapter
1.	What are biogas crop cultivation's impacts on the natural assets or ecosystem services and how can we recognise and classify transboundary impacts?	Creating a test scheme; Listing the potential impacts of and responses to biogas crop production	Literature review, relevance tree	7.3, 7.4
2.	How can the harmful or beneficial impacts on different spatial scales or governance levels be assessed?	Creating typical showcases for the scale relevance of biogas crop cultivation	Including the test scheme (Chapter 7.3) into the DPSIR analysis	7.5
3.	Which response measures are appropriate and on which institutional level should these measures be initiated or implemented?	Creating a test scheme to identify a potentially adequate decision tier to implement measures and propose an instrumental approach	Literature review, discussion, relevance tree	7.5, 7.6

Theories about the scale relevance of environmental impacts due to agricultural land management were analysed by reviewing the relevant literature. Scale relevance, which also applies to pressures regarding biogas crop production was then classified (Chapter 7.3). Next, this classification was integrated into the DPSIR analytical framework (European Environment Agency (EEA) 2007) (see Box 7.1), where it was used to demonstrate the scale relevance of potential biogas crop production pressures and impacts. Therefore, examples of potential biogas crop production pressures and potential impacts on the habitat and climate regulation function were collected from the literature. Potential responses to these impacts as reported in the literature were then listed (Chapter 7.4). Examples from these lists were applied to the DPSIR analysis (Chapter 7.5).

The DPSIR (driving force, pressure, state, impact, response) analysis is a methodological structure to assess the impact of a specific pressure or of developments (e.g., the use of resources or land use changes), depending on the physical, chemical or biological condition of a considered site (Hák et al. 2007). Moreover, the method refers to the reason for (the driving forces of) the pressure, such as social, demographic and economic developments in societies and their influence on changing lifestyles, consumption and production patterns. In addition, measures or concepts can be listed to reduce or prevent an impact or response (Hák et al. 2007).

Box 7.1: The DPSIR analysis: driving forces, pressures, state, impact and responses

The adopted DPSIR analysis can be used to assess the spatial scale relevance of potential driving forces and pressures of biogas crop production, the state of the affected site and the impacts on the habitat and climate regulation function. On this basis, response measures can be proposed. The DPSIR is a suitable structure for environmental impact studies and to derive practical and governance measures in concrete planning situations (Stanners et al. 2007). Integrating the scale relevance perspective into this structure is a new, still unexplored, step in the context of biogas production as well as beyond.

### 7.3 Criteria for the scale relevance of biogas crop production

#### 7.3.1 Theoretical background: Problems of fit

Ecological processes and interactions cross the boundaries of ecosystems and properties. Prey-predator interactions, the nutrient and water supply and other complex ecological relationships create specific vegetation patterns and biocenosis with high spatial scale sensitivity and a variety of ecological system boundaries (Veldkamp et al. 2011). In addition, the boundaries of ecological systems (e.g., cell – tissue – leaf – branch – tree – stand – forest – eco-region) (see Veldkamp et al. 2011) differ vastly from the boundaries of social systems, for instance, from governmental levels such as the local, provincial, national or intergovernmental level (see Cash et al. 2006). However, the impacts on ecological systems, which are relevant on different scales, are often not managed by the most suitable level of the societal system. For example, a habitat is managed on a local level, which has no competencies to include this habitat's function into a regional network. Such mismatches between the level of the decision-making authorities on the one hand and the spatial system levels of de facto ecological impacts, or the related pressure sources and driving forces, on the other are quite common in environmental governance (Lutze et al. 2003).

In the literature, the scale mismatch between the management institution's authority or jurisdiction and the ecological impact is commonly described as a "problem of fit" (e.g., Cash et al. 2006; Young 2002; Folke et al. 2007), or as a "cross-scale", "cross-level" (Cash et al. 2006; Gibson et al. 2000) or "**transboundary**" problem (Harris et al. 2001; Cash et al. 2006). This is especially true if the responsibility is located at a lower level than the reach of the ecological relevance. The conservation of ecological processes that transcend the boundaries of single jurisdictions, such as species migration between habitats, or the climate regulation function, is a major challenge for governance (Young 2002; Cash et al. 2006). Such discrepancies between ecological areas and processes as well as decision-making authorities' spatial scope of responsibility often result in unsustainable resource management (Folke et al. 2007). For example, the protection of a globally threatened species will always be a challenge for a regional authority where this species is still abundant. A solution could be to assign decision competences to higher administrative levels if the areas, processes, or the cumulative impacts of many single decisions (pressures) cross the borders of the own responsibility scope. Assigning decision competencies to higher governmental levels is also recommended if the affected natural asset is locally common but rare or even threatened at the higher level (Haaren et al. 2012). However, as in our example of a globally threatened species, protection would be difficult to implement from very high decision levels. Alternatively, divided competencies (e.g., legislation or incentives from higher decision tiers but implementation at a low level) could prevent problems. Not least, environmental impact management can only be successful if we know the spatial scale relevance of the pressure, state, impact and response options. Adequate information is a precondition for scale-sensitive governance. The DPSIR model can structure the modelling of future or existent ecosystem functions and services' impairments as well as the role of responses (management) (Chapter 7.2). All components of the DPSIR model also have a scale dimension. If, for example, an impact like water pollution crosses administrative boundaries because the affected ecosystem processes in a river ecosystem (state) cross these boundaries and the driving forces of

the impact (economic frame conditions) are defined on yet another level, then response measures have to take these scale differences into account.

The DPSIR analysis (see Chapter 7.2) assesses the intensity of an impact according to the intensity of the pressure and the state, i.e. value and the sensitivity of the affected natural asset in relation to the considered pressure source. Not only the intensity, but also the scale of an impact is influenced by pressure and state. If we consider the scale relevance of pressure and state, we can also draw conclusion about the scale relevance of the impact and, specifically, about the required response level. This again supports targeted governance actions.

In the following, we define the relevant scale effects related to the pressure and/or state that initially determines impacts' spatial reach. In a next step, these scale effects are included in a test scheme to identify whether an impact is a transboundary or an on-site one. This information is required to identify the response level.

### 7.3.2 Scale relevance of pressure sources

The pressure indicator in a DPSIR analysis describes an action's type and/or intensity, such as the use of land and other resources, as well as the release of substances and the biological and physical agents (Stanners et al. 2007). Beyond the type or intensity, the amount of responsible pressures, i.e. whether there are **single or multiple pressure sources**, also influences an impact's extent (Parker and Cocklin 1993). Individually, the undertaking of a certain farming activity (e.g., the conversion of a single grassland plot into cropland) can be without relevant negative effects for a natural asset (e.g., no complete habitat loss for a depending species, since other grasslands are nearby and migration to these is still possible). Practised by multiple individuals however (e.g., conversion of a whole grassland region), it may cause significant ecological impacts (e.g., regional extinction of species due to regional habitat loss – no habitats left to which species could migrate to) (Parker and Cocklin 1993). According to our test scheme, a transboundary impact occurs as the result of multiple pressures if multiple farmers' management jointly contributes to a compounding or additive impact that goes beyond their individual farm boundaries. We thus presume that the considered natural asset/ecosystem service is not affected by a single pressure, but that multiple pressures are required to seriously disturb the process of the service (e.g., not a single but multiple stressors releasing GHG are responsible for global warming). In the literature, the scale effects of multiple pressures have been described as "space crowding" (Roots 1988) or "structural surprises" (Noble 2010; Peterson 1987; Sonntag 1987; Hegmann et al. 1999).

### 7.3.3 Scale relevance of state

The state indicator describes the quantitative and qualitative dimensions of the physical, biological and chemical conditions on a certain site/area (Stanners et al. 2007). The state is characterised by the values of the potentially affected ecosystem's functions and their sensitivity to influences (Schenk et al. 2007). The sensitivity describes the extent to which an affected ecosystem function responds to pressures (a positive expression would be resilience). Sensitivity becomes only relevant in case of pressure. If the ecosystem crosses farm boundaries, also pressures outside the farm may lead to on-farm changes (see impact 7.3.4) in case of a high sensitivity of the ecosystem and vice versa. A common example is a watercourse which will react strongly to pollution and change ecosystem functions and services in different spatial contexts.

Also, the value dimension of the affected natural asset/ecosystem's is scale relevant. A transboundary, value-related impact occurs, for instance, if the impaired natural asset/ecosystem service is valuable from a

political perspective, or another decision level above that of the farm level (e.g., a nationwide endangered species influenced at the farm level) (Figure 7.1). Official directives and legislation, or technical recommendations – such as the Kyoto Protocol (United Nations 1998), the Wild Bird Directive, (Directive 2009/147/EC on the conservation of wild birds) and the International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN), which publishes the Red List of globally threaten species –, define the spatial value of a natural asset or ecosystem service. According to the benchmarks of species conservation regulations – such as the Directive on the Conservation of Wild Birds (2009/147/EC, Directive 2009/147/EC) – a caused impact's spatial relevance increases when a threaten species is affected. The relevance for the species' general survival is higher if it is globally threatened by extinction (e.g., according to the Red Lists (IUCN 2001)) than if it is a locally endangered population.

#### 7.3.4 Scale relevance of impacts

The impact indicator of the DPSIR analysis describes the relevance of changes in the state of a natural asset/ecosystem service (Stanners et al. 2007). The impact's spatial extent depends on a combination of the pressure intensity, the site-specific sensitivity (Stanners et al. 2007) and the value of an affected natural asset.

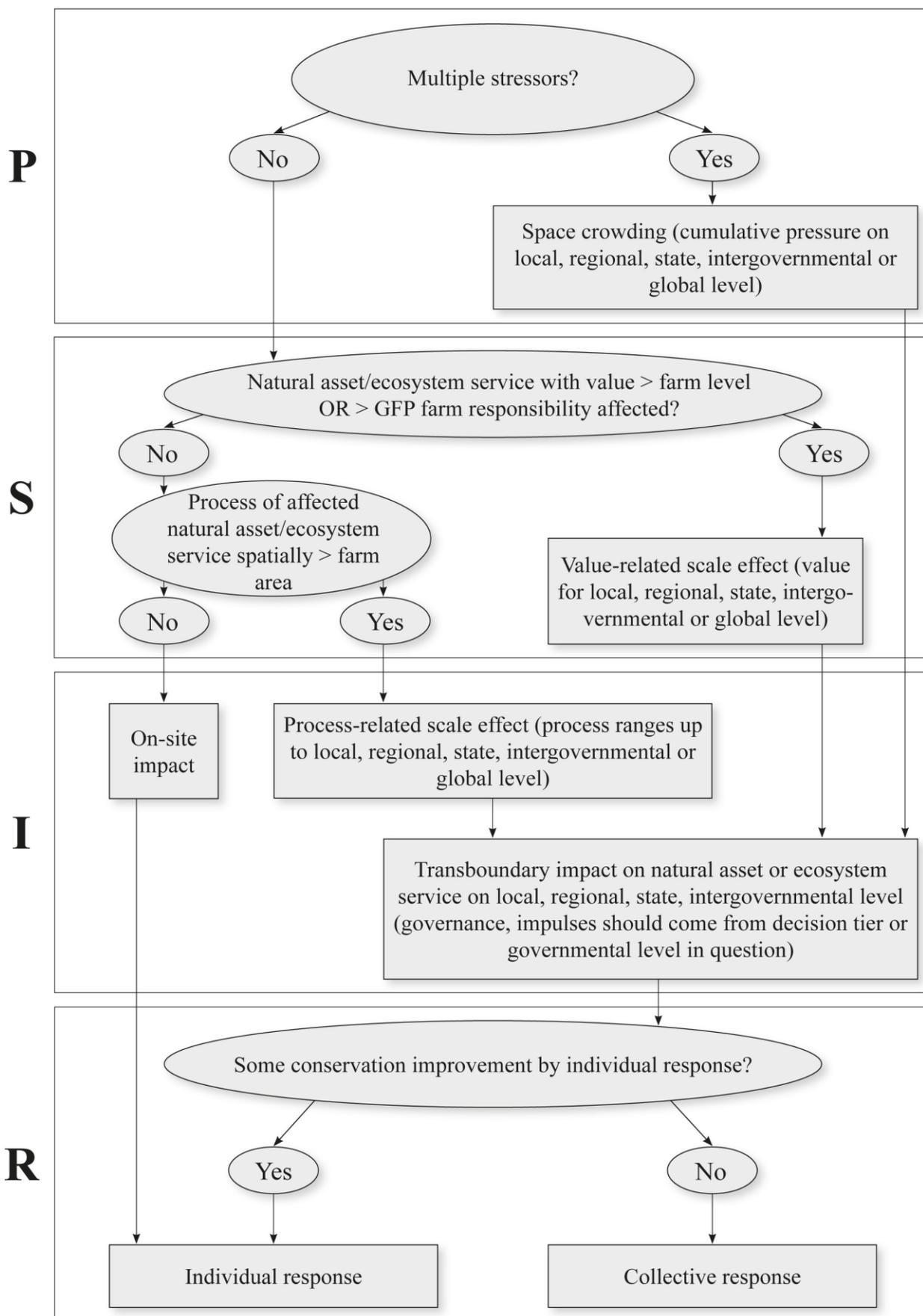
Transboundary impacts can also occur if an impaired biotope or process – such as animal migration or nutrient transportation – crosses the pressure level's boundaries (e.g., a farm) (for the process-related scale effect see Figure 7.1). We created a test scheme to check whether pressure sources from agricultural land management lead to transboundary impacts by considering all spatial scale effects, such as space crowding and value, or process-related scale effects. This scheme will answer the following questions:

1. Are multiple stressors required to cause a relevant impact on a specific natural asset/ecosystem service (for the **space crowding effect**, see Roots 1988; Parker and Cocklin 1993; Noble 2010)?
2. Does the impact affect natural assets/ecosystem services considered valuable at higher governance levels (**value-related scale effect**)?
3. Do the farm-level (on-site pressure) impacts of biological, physical or chemical processes on an ecosystem exceed farm-level boundaries (**process-related scale effect**)?

In order to answer these questions, the governmental level at which the impact may be relevant should be examined in order to identify a suitable level at which to manage and coordinate prevention or conservation measures. The answers are relevant for planning practice and other forms of governance in order to derive suitable response measures.

#### 7.3.5 Scale relevance of responses

Land use decisions can respond to impacts by applying measures to prevent, reduce, ameliorate or compensate them, or by adapting to the changes (Stanners et al. 2007). Having identified whether a transboundary or on-site impact occurred and if more than one individual is responsible for it, the next consideration should be whether an individual effort would be sufficient to reduce/prevent this impact, or whether collective actions are required.



**Fig. 7.1 Test scheme: Identifying the scale relevance of pressure, state, impact and response in DPSIR assessments**

If just a single farmer is responsible for an impact, he or she could theoretically address the consequences of the source within his or her scope of competence. Collective efforts (a **collective approach**) are required to reduce an impact if more than one individual is responsible for this impact and if individual measure applications would not lead to improvement. Such collective approaches can be organised by the responsible group of farmers or at a higher government tier by an administration or even induced, for example through public opinion.

#### 7.4 Assessing the pressures, impacts and measures in biogas crop production

At the plot level, biogas crop production's impacts do not differ significantly from those of food and fodder crop production. This is because biogas crops such as maize and cereals are also the main common food and fodder production crops (Statistisches Bundesamt 2012). However, the differences become clearer from the landscape perspective, because a biogas plant's operations may, for example, lead to a change of regional crop rotation by increasing the share of preferred substrate crops (Wiehe et al. 2010). In Germany, this is mainly maize (DBFZ 2011), which is often concentrated in monocultural cropping systems close to biogas plants (Kruska and Emmerling 2008).

The cultivation of single biogas crops such as maize often competes with other spatial demands and may impact ecosystem services such as climate regulation or the habitat function for species (Buhr et al. 2010). Table 7.2 lists the potential general impacts on the habitat and climate regulation function, the underlying pressure factors of biogas crop production and the potential response measures to prevent or reduce these impacts. The main impact of biogas crop production related to feed and fodder production is caused by its monocultural crop production close to biogas plants and its additional demand for land, which result in an intensified use of land (Wiehe et al. 2010). Consequently, the presented impacts and measures mainly refer to the reduction of intensive agriculture's negative impacts on species, habitat and climate conservation. However, the characteristic potential impacts of the biogas sector are mentioned separately in Table 7.2.

**Table 7.2: Potential pressures and impacts from intensive (biogas, food, etc.) crop production on the habitat and climate regulation function and response measures for impact regulation**

Relevant pressures	Impact on species and habitat conservation	Impact on GHG mitigation	Potential response measures
Generally reduced share of summer corn in agricultural landscapes (this has also caused a lower share of stubble fields in the landscape) (Evans et al. 2004).	Many animal species prefer low-growing crops with low density and heterogeneous stands. These habitat conditions can be provided if the share of currently rarely cultivated low-growing summer crops and grain legumes is increased within crop rotation. This would also provide additional habitat structures due to their phenology, which differs from that of agricultural landscapes' dominant winter crops. A share of	No relevant impact	An increasing share of cultivated summer corn and grain legumes (10% to 30%)

Relevant pressures	Impact on species and habitat conservation	Impact on GHG mitigation	Potential response measures
	10% to 30% of summer corn and grain legumes within crop rotation can increase species diversity (Fuchs & Stein-Bachinger 2008).		
General decrease of stubble fields (particularly of cereals) in agricultural landscapes (Evans et al. 2004).	Fauna also needs feeding habitats and hiding places during autumn and winter. Compared to tillage plots, stubble fields have a higher weed density and provide plant residues. Since tillage plots dominate in agricultural landscapes, stubble fields are a rare feeding source during this season for, for example, granivorous birds (e.g., Moorcroft et al. 2002). The reduction of stubble fields thus increases the lack of food supply for species in winter, which can threaten their survival in an area.	No relevant impact	Maintenance of stubble fields during autumn and winter
The demand for cropland has increased with the extension of biogas crop production. Large areas of permanent (including hydromorphic) grasslands and set-aside land have been converted into cropland, also for the cultivation of biogas crops (see Nitsch et al. 2010; Rode & Kanning 2010).	The general value of a habitat for species conservation differs with its type. Cropland, for instance, is less important than grassland; intensive grassland is less important than extensive grassland (e.g., Bierhals et al. 2004). Permanent grasslands (Gardi et al. 2002), particularly extensively used pastures (Riecken et al. 2002), permanent pastures or wetland grasslands (Plantureux et al. 2005) are important habitats for many species. Maintenance of an adequate share of grasslands at the landscape scale secures habitat and networks for many species. Reducing grassland (especially species-rich grassland) and set-	Maintenance of permanent and particularly hydromorphic grasslands and set-aside areas conserves the soil's organic carbon storages (Neufeldt 2005; Höper 2008) and thus the landscape's climate regulation function.	

Relevant pressures	Impact on species and habitat conservation	Impact on GHG mitigation	Potential response measures
	aside land due to the expansion of biogas crops diminishes a farm's overall habitat value.		
Plot enlargements and the associated expulsion of border structures such as margins (Wiehe et al. 2010; Rodriguez & Wiegand 2009). Consequently, there is a general lack of herbal vegetation cover in agricultural landscapes.	The reduction of blossom habitat structures in agricultural landscapes reduces the gene pools of regional weed species. The clearance of field margins decreases the habitat structures of many species such as insects and their predators. These structures are particularly important in winter, because there is a general lack of overwintering herbal vegetation cover in the agricultural landscape to supply feeding and hiding habitats for a large number of animal species.	No relevant impact	
Whole crop silage within a two-cropping system is a typical practice in biogas crop management. Harvest dates are 3 to 5 weeks earlier with regard to whole crop silage compared to food and fodder crops (Sticksel et al. 2010).	Earlier harvest times coincide with many species' breeding seasons. Earlier harvesting disturbs or even exterminates many individuals of a population and leads to poorer habitat conditions for arable weeds and/or animal species (Dziewiaty & Bernardy 2007; Dziewiaty & Bernardy 2010; FNR e.V. 2010)	No relevant impact	Preventing the disturbance of breeding habitats (especially breeding birds) due to earlier harvesting by delaying harvest dates (Dziewiaty & Bernardy 2007) and/or cultivating other biogas crops <sup>1</sup>
Maize is the main crop for biogas crop production (Weiland 2010). In some regions, there is a tendency to monocultured cultivated maize stands close to biogas plants	As maize is the main crop used in biogas plants, it displaces other crops in the crop rotation. If this leads to a contraction of the crop rotation at the farm level or landscape scale, the survival of arable weed diversity and other dependent species	No relevant impact	Diversification of crop rotation (at least four-fold per farm, Wiehe et al. 2010)

Relevant pressures	Impact on species and habitat conservation	Impact on GHG mitigation	Potential response measures
(Kruska & Emmerling 2008).	can be seriously affected (Marshall et al. 2003; Stevenson et al. 1997; Murphy et al. 2006). If a crop rotation is dominated by one or more crop species to a monocultural extent, the inclusion of maize can enrich a crop rotation and have positive effects for weed and other species diversity (FNR e.V. 2010). The more diverse the habitat conditions in a crop rotation in a landscape, the higher the species richness (FNR e.V. 2010).		
Expansion of the cultivation of large-growing crops such as maize, sorghum, etc.	Large-growing crops (preferred for biogas production) shade habitat network elements, such as field margins, more than low-growing crops. This can prevent xerophile species from using margins as a habitat and migration path and can thus affect the habitat network's value.	No relevant impact	Diverse crop rotation at the landscape scale, i.e. no cultivation of taller cultures on adjacent plots. Additionally, establish/and maintain sufficiently broad and sunny field margins, particularly on the south part of fields

<sup>1</sup>according to Dziewaty and Bernardy (2007), impacts on breeding habitats can be excluded by means of a harvest date from mid-June onward

Further potential impacts can occur if food and fodder crops are replaced with biogas crop cultivation, through different cultivated crops' water consumption, through machine operations, tillage, humus depletion, pest control and fertilisation (Wiehe et al. 2010). Intensified nitrogen fertilisation may also lead to higher N<sub>2</sub>O emissions and thus impact climate protection negatively. Intensified nitrogen input can be caused due to the cultivation of crops with higher nitrogen demands, or through the conversion of a land use type with lower nitrogen demand, such as extensive grassland, into a land use type with higher nitrogen demand, such as croplands.

## 7.5 Integration of the biogas case into the DPSIR framework

For environmentally sustainable biogas crop production, farmers need site-specific information to prove whether or not their biogas crop production causes impacts on and/or beyond their farms. Furthermore, they need to know about potential responses and whether individual implementations of various measures can successfully prevent or reduce such impacts. An adaptation of the classical DPSIR concept (see Chapter

7.2) can help decision-making authorities define whether there has been a **transboundary impact** or if an impact is restricted to the own spatial decision scope. This is relevant information in order to clarify responsibilities and check the level at which measures should be applied to prevent or reduce an impact. An analysis with the adopted DPSIR analysis can help assess:

- whether impacts occur at the farm level or whether the spatial expansion of the impacted ecosystem service has a wider reach;
- whether the reach of an impact depends on the type of pressure and its single or multiple occurrence, or
- on the site-specific sensitivity of a considered natural asset or ecosystem service and its value at different spatial levels;
- which measures can help reduce impacts;
- whether measures can be applied individually, or whether collective efforts are required to prevent or reduce an impact;
- whether the driving forces should be changed for an effective solution.

Table 7.3 shows the results of such an analysis by assessing examples of potential biogas crop production pressures on the habitat and climate regulation function.

Table 7.3: DPSIR analysis: Overview of examples of different potential impact on the habitat and climate regulation function due to biogas crop production

Example	Driving force		Pressure		State <sup>2</sup>		Impact		Response	
	Factor	Governance level	Factor	Single or multiple (S <sup>1</sup> ) pressure (stressors)	Factor	Scale relevance (P, V <sup>1</sup> )	Factor	Scale Relevance (transboundary; on-site) <sup>3</sup>	Factor	individual or collective effort required to reduce impact
1. Climate regulation function	a) EEG (market incentive)	a) Federal government	Conversion of grassland into cropland	Single	For instance, extensive grassland on fen soil: very high sensitivity to CO <sub>2</sub> emissions if soil is drained or tilled.	P + V: global	Climate regulation function: increase in CO <sub>2</sub> (and N <sub>2</sub> O) emissions in the atmosphere	Transboundary: global (P + V <sup>2</sup> : global)	a) Conservation of permanent grassland	a, b, c) individual
	b) remuneration for cultivation	b) state, EU		Multiple (e.g., S: global)	For instance, extensive grassland on fen soil: very high sensitivity to CO <sub>2</sub> emissions if soil is		Climate regulation function: increase in CO <sub>2</sub> (and N <sub>2</sub> O) emissions in the atmosphere		Transboundary: global (S, P + V: global)	

Möglichkeiten der Initiierung einer klima- und naturschutzfreundlichen Landwirtschaft  
gemäß Subsidiaritätsprinzip am Beispiel der Biogasproduktion

Example	Driving force		Pressure		State <sup>2</sup>		Impact		Response	
	Factor	Governance level	Factor	Single or multiple (S <sup>1</sup> ) pressure (stressors)	Factor	Scale relevance (P, V <sup>1</sup> )	Factor	Scale Relevance (transboundary; on-site) <sup>3</sup>	Factor	individual or collective effort required to reduce impact
2. habitat function					drained or tilled.					
			Intensified land use through expanded biogas crop production (Klein, Fischer & Sandkühler, 2009)	Single	For instance, diverse landscape with different crops, stubble fields, fallows, hedgerows, etc. Red Kite depends on diverse habitat structures: low	P: ~15 km <sup>2</sup> (hunting ground of Red Kite); V: global	Habitat threat to Red Kite ( <i>Milvus milvus</i> )	Trans-boundary: global (V: global)	a) Cultivation of summer crops (except large-growing crops such as maize, sorghum, etc.) b) conservation and establishment of landscape elements such as stubble fields, field margins, fallows	a, b) individual

Möglichkeiten der Initiierung einer klima- und naturschutzfreundlichen Landwirtschaft  
gemäß Subsidiaritätsprinzip am Beispiel der Biogasproduktion

Example	Driving force		Pressure		State <sup>2</sup>		Impact		Response	
	Factor	Governance level	Factor	Single or multiple (S <sup>1</sup> ) pressure (stressors)	Factor	Scale relevance (P, V <sup>1</sup> )	Factor	Scale Relevance (transboundary; on-site) <sup>3</sup>	Factor	individual or collective effort required to reduce impact
				Multiple (e.g., S: regional)	sensitivity (compared to landscape with fewer but sufficient structures to provide habitat function for Red Kite ( <i>Milvus milvus</i> ))		Habitat function: habitat threat to Red Kite ( <i>Milvus milvus</i> )	Transboundary: global (S + P regional; V: global)	a) Maintenance of structural diversity within landscape on higher scale through many single measures (cultivation of summer crops, conservation and establishment of landscape elements such as stubble fields, field margins, fallows)	a) collective

Möglichkeiten der Initiierung einer klima- und naturschutzfreundlichen Landwirtschaft  
gemäß Subsidiaritätsprinzip am Beispiel der Biogasproduktion

Example	Driving force		Pressure		State <sup>2</sup>		Impact		Response	
	Factor	Governance level	Factor	Single or multiple (S <sup>1</sup> ) pressure (stressors)	Factor	Scale relevance (P, V <sup>1</sup> )	Factor	Scale Relevance (transboundary; on-site) <sup>3</sup>	Factor	individual or collective effort required to reduce impact
3: Habitat network function			Shadowing of habitats through cultivation of high-growing biogas crops (e.g., maize, sorghum, etc.)	Single	Low: field margin (length 50 m), element of local habitat network with relevance for <i>Chorthippus apricarius</i> (target species for connectivity of field margins in open agricultural landscapes), adjacent field margin has habitat quality	P: conquerable distance ~100 m per day (Schumacher & Mathey, 1998); V: /	Habitat network function for <i>Chorthippus apricarius</i> : low threat to habitat function for population at plot level, but no threat to habitat network function for local population	On-site	a) Establishment of field margins, particularly on southern sides of plots with tall cultures b) protection of adjacent field margins and/or establishment of field margins nearby to close gaps in habitat network	a, b) individual

Möglichkeiten der Initiierung einer klima- und naturschutzfreundlichen Landwirtschaft  
gemäß Subsidiaritätsprinzip am Beispiel der Biogasproduktion

Example	Driving force		Pressure		State <sup>2</sup>		Impact		Response	
	Factor	Governance level	Factor	Single or multiple (S <sup>1</sup> ) pressure (stressors)	Factor	Scale relevance (P, V <sup>1</sup> )	Factor	Scale Relevance (transboundary; on-site) <sup>3</sup>	Factor	individual or collective effort required to reduce impact
				Multiple (e.g., S: regional)	Very high: essential field margins for connectivity maintenance within regional habitat network with relevance for <i>Chorthippus apricarius</i> , but also for other threatened xerophile species. Partly situated in FFH area (area	P: > (differ according to species); V: intergovernmental (EU)	Habitat network function (for different xerophile target species): destruction of regional habitat network – threat of regional extinction of thermophile species. Within FFH area: threat to FFH habitats and species	Transboundary: intergovernmental (S: regional; P>;V: intergovernmental)	a) Arrangements with farmers of adjacent plots to cultivate lower crops next to tall crops; establishment of broader field margins on southern plot borders. b) protection and establishment/ restoration of habitat network at regional level c) ... at federal estate level d) ... at national level	a) individual; b-e) collective

Möglichkeiten der Initiierung einer klima- und naturschutzfreundlichen Landwirtschaft  
gemäß Subsidiaritätsprinzip am Beispiel der Biogasproduktion

Example	Driving force		Pressure		State <sup>2</sup>		Impact		Response	
	Factor	Governance level	Factor	Single or multiple (S <sup>1</sup> ) pressure (stressors)	Factor	Scale relevance (P, V <sup>1</sup> )	Factor	Scale Relevance (transboundary; on-site) <sup>3</sup>	Factor	individual or collective effort required to reduce impact
					with Europe-wide protection relevance)				e) ... at intergovernmental level (e.g., Europe-wide habitat network NATURA 2000)	

<sup>1</sup>P: process-related scale effect; V: value-related scale effect; S: Space crowding; <sup>2</sup> State = sensitivity and value of a considered natural asset; <sup>3</sup> scale relevance of global, intergovernmental, national, regional, local > above farm level; / not defined)

Table 7.3 shows the dependencies between the pressure and the state of the chosen virtual site examples, which represent potential German agricultural landscapes and their spatial relevance for the climate regulation function as well as for the habitat and habitat network function.

### 7.5.1 Example 1: Climate regulation function

Substantial funding for bioenergy from renewable resources through the German Renewable Energy Source Act (EEG) has stimulated high biogas crop yields and thus increased the demand for cropland (**driving force**). Besides other reasons, such as the decrease in livestock farming, rising market prices for agricultural products and the decoupling of direct payment due to EU agricultural reform (which made land use changes possible), the biogas boom has led to the increased conversion of grasslands into cropland (Nitsch et al. 2010).

Furthermore, the grassland conversion rate in many German federal states has increased rapidly during the past few years, (Behm 2008, 2011). The conversion of permanent grassland into cropland (**pressure**) has led to the decomposition of soil organic carbon and, thus, to CO<sub>2</sub> and – to a lesser extent – to N<sub>2</sub>O emissions (Janssens et al. 2005; Smith et al. 2004; Soussana et al. 2004). The reduction of carbon storage affects the climate and impairs the climate regulation function of grassland areas (**impact**; Degryze et al. 2004; Del Gado et al. 2003; Lal 2003). The more grassland areas of one soil type are converted into cropland (**multiple pressure, space crowding**), the higher the GHG emissions. However, soil types differ regarding their risk potential for CO<sub>2</sub> emissions. Grasslands with hydromorphic and, particularly, organic soils are, for instance, very sensitive to tillage, while non-hydromorphic mineral soils exhibit a much lower risk of GHG emissions due to grassland conversion (Höper 2008; Höper 2009; Janssens et al. 2005). Therefore, a small area of converted grassland can also lead to higher emissions than those of large converted grassland areas if the smaller area exhibits a higher **risk potential** for GHG emissions due to the site conditions (**state, sensitivity**).

Climate warming is caused by multiple individuals causing GHG emissions (space crowding) on a global scale. Thereby, the impact crosses all existing administrative levels (**process-related scale effect**). According to the Kyoto Protocol, the climate regulation function of sinks and reservoirs of GHG gases is a common good of global relevance and should therefore be protected (Art. 2a, ii; United Nations 1998). Thus, the spatial value of this pressure's impact can be considered global, thus automatically crossing different decision-making levels (**value-related scale effect**).

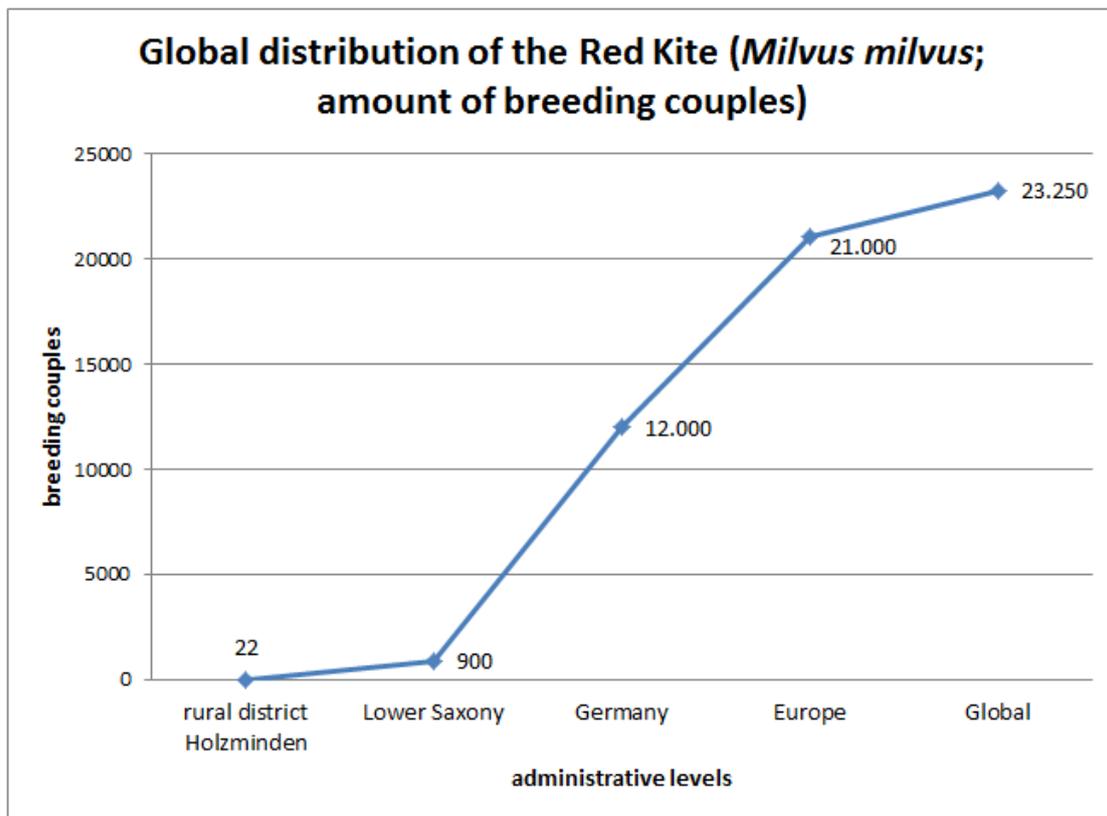
The Kyoto Protocol proposes sustainable forms of agriculture (Art. 2a, iii; United Nations 1998). **Responses** to reduce or prevent GHG emissions due to farm management are the conservation of permanent grassland, avoiding grasslands tillage and rewetting drained peatlands. To stop global warming, the total amount of GHG should be reduced. Since it is irrelevant which source is reduced in which region of the world, each reduction will show an individual mitigation effect. Responses to mitigate GHG due to biogas crop-production-related pressures can thus also be implemented individually (see Table 7.3)

### 7.5.2 Example 2: Habitat function

Expanded biogas crop production can impact the main factors that influence the landscape's habitat function for different animal and plant species (Wiehe et al. 2010). An example of the impact of extended biogas crop production on a habitat function is that of the Red Kite (*Milvus milvus*). The extended monocultural cultivation of renewable resources (**pressure**, driven by the renewable resource bonus of the EEG – **driving force**) – particularly maize for biogas and rapeseed for biofuels – is listed as a main threat to the Red Kite population in Lower Saxony (Klein et al. 2009). The Red Kite depends on diverse habitat structures such as diverse crop rotations (including summer crops) and landscape elements such as fallows, grasslands, stubble fields, etc. (Krüger and Wübbenhorst 2009). Where such feeding habitats have been displaced by maize monocultures, the Red Kite can no longer find enough food to survive (Klein et al. 2009).

Besides the **pressure** factor, the real impact on the Red Kite also depends on the **sensitivity** of the affected natural asset (see Table 7.3). The Red Kite's mobility allows it to search for food within a hunting ground of up to 15 km<sup>2</sup> (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2011; Landesamt für Natur 2010). It can cover a distance between nesting and feeding sites of up to 12 km (Krüger and Wübbenhorst 2009). If this area constitutes a multi-structural landscape with sufficient feeding habitats, the **sensitivity** to limited structural changes is relatively low, because many single changes are required to destroy the habitat function. Thus, growing maize on one plot will not significantly affect the Red Kite's food supply. However, this may change if a farmer has a large farm and converts larger parts of the Red Kite's hunting ground into a monocultural and monostructural cropland area, or if many farmers in the region do so (**multiple pressures – space crowding effect**). Since this reduces the food supply (smaller mammals, birds), the habitat function will probably be destroyed and the Red Kite population would be threatened. If the process affected by the pressure exceeds the own spatial decision scope – for example, if the converted farm plots previously constituted important unique feeding habitats for one or more breeding pairs of Red Kite within a broader territory – a **process-related** transboundary impact results from the structural changes.

Over 50% of the global population of Red Kite resides in Germany (see Figure 7.2; Bird Life International 2011; Südbeck et al. 2007). Consequently, Germany has a global responsibility to protect this bird species (Südbeck et al. 2007) and should protect it although the Red Kite is common in many German habitat regions. Since the Red Kite is listed as near-threatened on the global Red List and in Annexure I of the European Directive on the Conservation of Wild Birds (Directive 2009/147/EC), expanded monocultural biogas crop cultivation on former or potential Red Kite habitat regions in Germany (**high value**) may impact the global population (**value-related scale effect**). The value of the affected population for the maintenance of local, regional and transregional populations, or for the species as a whole, therefore defines the scale of the impact.



**Fig. 7.2 Responsibility of different administrative levels for the Red Kite (*Milvus milvus*) population according to its global distribution (Data source Südbeck et al. 2007; Bird Life International 2011; Klein et al. 2009; Schmidt 2009)**

According to the European Directive on the Conservation of Wild Birds (Directive 2009/147/EC), the Red Kite should be protected. Specific conservation areas and measures should therefore be implemented to guarantee its survival and reproduction in its distribution areas (Directive 2009/147/EC). If the impact on the Red Kite is low and caused by single or few pressures, **responses** such as the cultivation of summer crops (other than large-growing crops such as maize, sorghum, etc.) can be applied **on individual farms**. However, if there is a broader spatial impact, it has to be reduced through a **collective response**, since the Red Kite depends on spacious structural diversity in landscapes. This would imply the need for coordination on higher decision tiers. A single farmer's adaptation measures cannot create a connecting, diverse landscape.

### 7.5.3 Example 3: Habitat network function

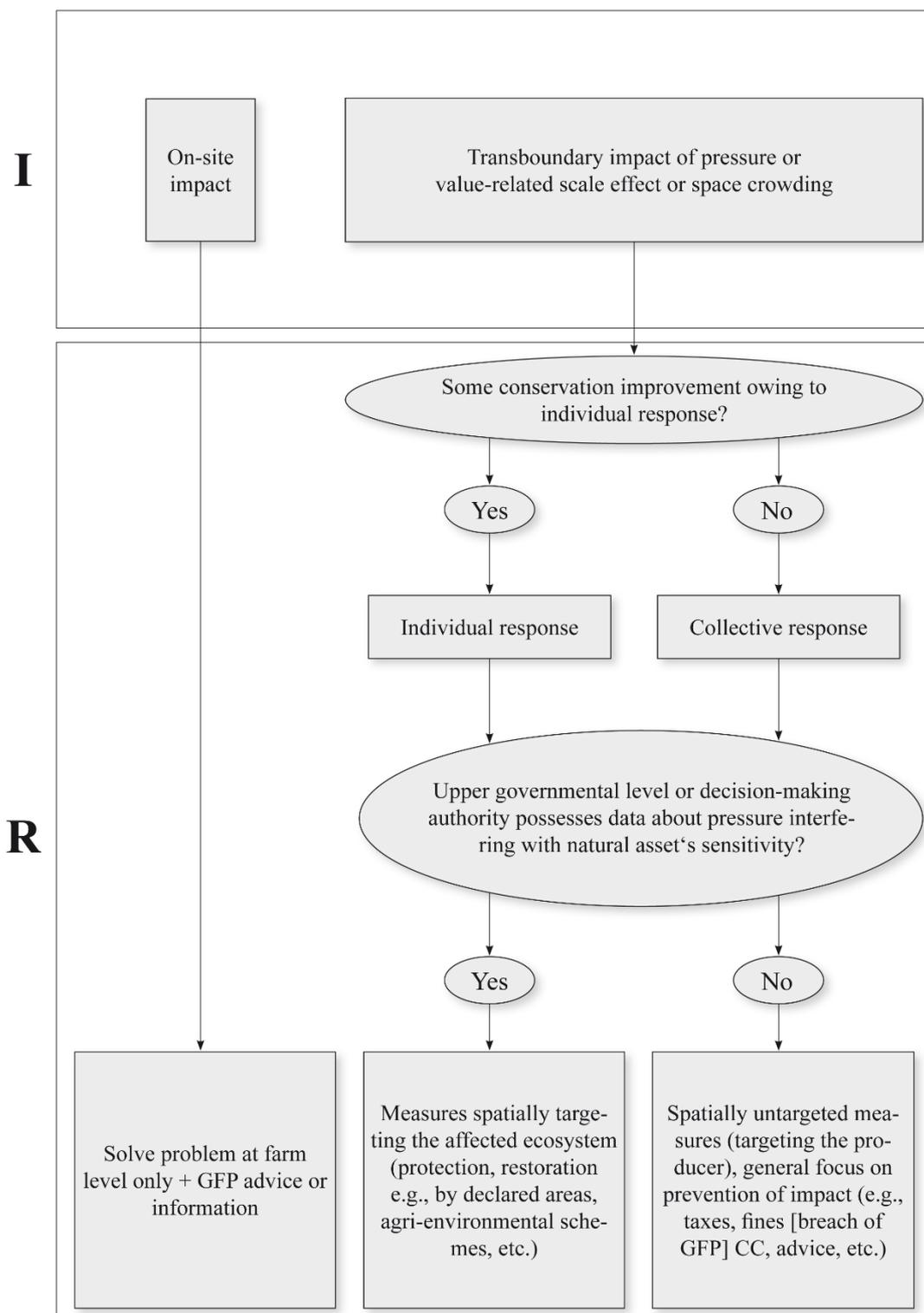
Large-growing biogas crops, such as maize, sorghum, etc., shade field margins, which are important habitats and habitat network corridors for many xerophile species (Table 7.3). Shading field margins (**pressure**) can impact the habitat network function of xerophile species such as *Chorthippus apricarius* (locust species). *Chorthippus apricarius* has its main distribution in open, extensively used agrarian landscapes. It requires very high summer temperatures and ground exposed to sunlight (Grein 2005), which means its sensitivity to shading is high. This species uses field margins as habitat and as a corridor to migrate to adjacent habitats. If a formerly sunny field margin (e.g., a field of low-growing summer wheat with little

shade effect adjacent to a field margin) with a *Chorthippus apricarius* population is shaded by changing the cultivation from low-growing to high-growing (energy) crops (**single pressure**), the population will probably lose this habitat. Since the species can cover a distance of approximately 100 m per day (Schumacher and Mathey 1998) and the affected field margin in the example only is only 50 m long, the population can still migrate to the adjacent field margins provided that their site conditions comply with this species' demand (low **sensitivity**). Thus, the **impact** of one shaded (shorter) field margin on the species existence will probably be low. Pursuant to the example of a single pressure on a German farm, an affected *Chorthippus apricarius* habitat would constitute an on-site impact, because the species has no particular protection status in German law, i.e. there is no **value-related scale effect**. In contrast, the impact on *Chorthippus apricarius* can be higher if many plots in one area have large-growing crops (**multiple pressures, space crowding**). The species has a very short activity radius (approx. 100 m per day, Schumacher and Mathey 1998) and shading the field margins on a broader scale will remove potential migration corridors and habitats. Thus, the affected population cannot migrate to other habitats and may become extinct there (**impact**). Since the impact of the multiple pressure within example 3 (Table 7.3) occurs partly in a flora-and-fauna habitat (FFH) area (NATURA 2000, European protection area; Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992) and FFH areas are affected, the result is a **transboundary impact** of Europe-wide relevance (**value**). Furthermore, the transboundary impact can also result from the pressure level exceeding the different species' activity radius (**process-related scale effect**).

Generally, the higher the number of barriers established in a habitat network, the higher the separative effect (Girvetz et al. 2007; Jaeger et al. 2007) and the smaller the chances of populations crossing over or finding new habitats and, thus, surviving (With and King 1999; Jedicke 1990). The higher the number of network corridors established, the higher the likelihood of species migrating to other habitats and maintaining a habitat network. Thus, if owners of adjacent croplands who cultivate maize and other large-growing biogas crops adjust their crop rotations and reduce their cumulated pressure, this can have a positive **response**. An additional measure to maintain a habitat network can be realised by establishing broader, extensive field margins on plots' unshaded southern sites. This measure can improve local habitat conditions, also on single fields, by providing margins large enough for a viable population (**individual effort**).

## 7.6 Using the DPSIR to deduce governance approaches

Applying the test scheme concerning pressure and impact can help check whether the impacts of biogas crop cultivation can be solved through single-approach, initialising conservation measures on the farm level, or whether upper governmental levels should apply instruments (regulatory, financial, informative or others) to provide incentives (Figure 7.3).



**Fig. 7.3 Scale related instrumental response approaches**

Individual farmers can prevent or reduce farm-level (on-site) impacts (see Figure 7.1). Advice from the next administrative level on how to realise good farming practice (GFP) and cross-compliance (CC) standards, or even how to create environmental benefits from biogas crop production related to individual site conditions, can support a farmer. Single approaches can also prevent or reduce impacts if a single pressure causes a transboundary impact (**process**

or **value-related scale effect**). On the one hand, measures can target the affected natural asset (spatially targeted) by, for instance, proclaiming protection zones and through agri-environmental measures to conserve a specific common good. On the other hand, they can target the individual producer (spatially untargeted) by making advice on adequate land management available or by imposing fines (e.g., if the GFP is violated). However, if an upper-level value is affected, the total impact on the natural asset or ecosystem service can probably only be detected at this upper level. Under these circumstances, governance institutions from the next level should initiate the prevention or reduction of the pressure source by, for example, organising informational support or consultation for the responsible pressure entity.

Since they are caused by multiple individuals on a broader scale (**space crowding**) (Roots 1988), many unsustainable land management practices' impacts do not become visible on a single plot or farm (Ruschkowski and Wiehe 2008; Wiehe et al 2009; Foth et al. 2007). If a collective approach is required to solve an impact, the majority of individuals would have to agree to improve their land management themselves. To conserve the performance and functioning of the ecosystem service for the public, a higher administrative level should supervise this by observing, managing and preventing single sources of potential cumulative (for cumulative effects assessment or CEA, see, e.g., Parker and Cocklin 1993; Dubé 2003; Cooper and Sheate 2004; Noble 2010), value-related or process-related conflicts. Authorities and planning institutions at the level in question should estimate the single and cumulated potential pressures and relate them to spatial sensitivities to assess the risk of potential impacts on the natural assets within their spatial administrative boundaries. Government coordination can help effectively design and arrange the various measures applied, if it provides broader spatial data on the environmental context and ecological demands of single sites. This is required to consider ecological interconnectivities (e.g., the network potential of different habitats). If there are data on the spatial interference of pressure and on the vulnerability of a natural asset/ecosystem service (state), governmental institutions can develop measures that target spatial site conditions (e.g., agri-environmental measures, protection areas, etc.). Spatially untargeted measures will have to be implemented if there are no spatially concrete data on how pressure and state interact. However, spatially untargeted measures, such as taxes, the GFP, etc., can also be implemented in addition to spatially targeted measures.

### **7.7 Scale relevance of benefits and costs**

Scale related problems of fit often can be expressed in economic terms. Scale related discrepancies may be cause for beneficiaries of environmental action and those who pay the cost not being identical. As farmers' decisions to apply conservation measures depend very much on the financial costs and benefits of the considered measures (Pannell et al. 2006; Mante & Gerowitt 2006) they need information about costs as well as possible benefits on farm scale. Also, they should know about payment schemes for compensation if they are not the beneficiaries of environmental measures themselves. The required information about costs refers to a farmer's expenditure regarding his labour, worker wages, machine running

times, fertilisers, other materials, etc., in order to apply a particular measure. Since a conservation measure's costs depend strongly on the site conditions, the cost calculations for the farmer should be site specific. The benefits on farm level may include for example to increase revenue from less productive sites by choosing a new crop which cuts cultivation costs and, for instance, reduces soil erosion. However, often the costs occur at farm level but the benefits occur on other levels and no mechanisms are in place to make beneficiaries pay the farmer for producing these benefits. Also, the opposite happens: benefits happen on farm scale and costs have to be paid on higher levels. Farmers may, for example, benefit economically from permanent grassland's conversion into cropland if biogas electricity prices exceed milk prices. However, the costs of the GHG emissions released by this land use change are global due to the impacts of global warming. Mostly, governmental institutions will have to pay them to maintain the supply of ecosystem services. This may be very inefficient if the global compensation cost exceeds the expenses for avoiding the impacts on farm level.

Therefore, the costs and benefits of conservation measures should also be assessed in the light of their spatial distribution. The farmers need information about cost and benefits on farm scale. The government and the public need information about the amount of expenses for external costs or compensation arising for the public (on higher levels) as well as about benefits produced by farms. Such information is a precondition for taking efficient governance measures

## **7.8 Conclusion**

Up to now scale-related problems of fit have been neglected in biogas politics. This chapter proposes methods for analysing these problems on the farm level. The DPSIR scheme has proven a suitable structure for this analysis. If pressure and impact occur on different scales this discrepancy indicates a potential problem of fit. Such a diagnosis allows for analysing or finding response measures in concrete cases as well as judging driving forces and suitable governance schemes.

The proposed assessment scheme for studying the impacts and scale relevance of biogas crop production consists of various lists of possible pressures, impacts and response options as well as the assignment of their possible or general scale relevance. The potential pressures and impacts discussed in this chapter relate mainly to biogas crop production. However, the methodology may also be applied to other agricultural land use sectors. In a concrete case, the impact and scale relevance are assessed in an integrated examination of the pressure and state (value and vulnerability). Supra-farm information about multiple pressures should also be taken into account. The proposed measures (from a general list) can be adapted to conditions of the individual farm. Adequate decision levels and governance strategies for solving problems can then be proposed from a theoretical perspective and are based on the combination of the scale relevance, the number of possible polluters, the spatial allocation and/or the limitation of the impacts. In order to comply with the subsidiarity principle and lead the way to the most efficient governance options, a concept has been developed to explore farms' and farmers' capacities to prevent or reduce their management impacts on their own.

The methodological approach to the assessment as well as the proposal of possible measures should be based on existing research on the impacts of biogas crops. In contrast, the theoretical framing in the context of the scale issue is new, as is the substantiation and adaptation of the DPSIR analysis regarding the scale-related consequences of its different components. This new classification is of great relevance in order to choose the most adequate governance strategy to solve energy plant cultivation problems. However, the assessment concept will have to be tested in future to prove its applicability. Possible difficulties could be data problems, such as missing data regarding multiple pressures. Supra-farm information on multiple pressures will have to be taken from the respective statistical data and scenarios of future development.

In addition, the theoretical approach and the proposed governance strategies will not necessarily always be the most effective way to solve problems. The strategies are based on the general assumption that regulations and decisions should always be taken on the affected (political) tier where the ecological damage and the costs of unsustainable management become clear. While there is a strong logic in this approach and other economic research results point in this direction (e.g., the theory of the tragedy of the commons) (Hardin 1968; Ostrom 1991, 1990; National research council, UN, 2002), there are also good reasons for assigning as much responsibility as possible to the lowest decision level. A major argument for giving responsibility to the lowest level is that conservation measures are most successful if the individuals affected by conservation measures are involved (i.e. can participate) in the measure implementation process (Schenk et al. 2007). However, successful natural resource management cannot be managed on a single administrative level. Nested systems (see Marshall 2008; Berkes 2002; Ostrom 1991, 1990) are required, including the national and local levels and the links between them, as well as the intermediate level (Ministry of Foreign Affairs of Denmark 2007).

An intensive examination of case studies (as outlined in Chapter 7.5) is only a first step in a longer research process that sheds light on the potentials of the farm level to deal with these responsibilities. In future, case studies should lead to better hypotheses regarding the ways in which farmers can be motivated to adopt sustainable management practices and the hindrances along the way. A more extensive quantitatively oriented survey should follow in order to derive results that can be generalised and that can support governance strategies in different contexts and under different preconditions. Nonetheless, in future, it should be possible to adapt such strategies to individual farmers' capacities and willingness. A simplified and adapted version of the outlined survey may be a tool for assessing these individual capacities.

## References

- Abercrombie, M., Hickman, C.J., Abercrombie, M.L.J. (2008). A dictionary of biology. AldineTransaction, New Brunswick, NJ
- Allen, T. (1998). *The landscape "level" is dead. Persuading the family to take it off the respirator.* In: Peterson DL (ed) Ecological Scale. Theory and applications. Columbia University Press, New York, pp 35–54
- Bayerisches Landesamt für Umwelt. (2011). *Rotmilan (Milvus milvus)*. Retrieved from <http://www.lfu.bayern.de/natur/sap/arteninformationen/steckbrief/zeige/90254>
- Behm, C. (2008). Grünlandverluste schreiten beschleunigt voran: Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern und Rheinland-Pfalz haben 5 %-Grenze bereits überschritten. Pressemitteilung Behm, C. (MdB) vom 13. November 2008. Retrieved from [http://www.cornelia-behm.de/cms/default/dok/257/257613.gruenlandverluste\\_schreiten\\_beschleunigt.html](http://www.cornelia-behm.de/cms/default/dok/257/257613.gruenlandverluste_schreiten_beschleunigt.html)
- Behm, C. (2011). *Grünlandfläche nimmt in Deutschland weiter ab: Grünland-Erhaltungsverordnungen wirken, aber keine Entwarnung möglich.* Retrieved from [http://www.cornelia-behm.de/cms/presse/dok/372/372285.gruenlandflaeche\\_nimmt\\_in\\_deutschland\\_we.html](http://www.cornelia-behm.de/cms/presse/dok/372/372285.gruenlandflaeche_nimmt_in_deutschland_we.html)
- Berkes, F. (2002). Cross-Scale Institutional Linkages: Perspectives from the Bottom Up. In National research council (Etats-Unis) (Ed.), *The drama of the commons* (pp. 293–322). Washington (D.C.): National Academy Press.
- Bierhals, E., Drachenfels, O. von, & Rasper, M. (2004). Wertstufen und Regenerationsfähigkeit der Biotoptypen in Niedersachsen. *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen*, 24(4), 231–240.
- Bird Life International. (2011). *Species: Red Kite Milvus milvus*. Retrieved from <http://www.birdlife.org/datazone/speciesfactsheet.php?id=3353>
- Buhr, N., Kanning, H., & Rode, M. W. (2010). Raumanalyse II: Auswirkungen auf andere Raumnutzungen. In M. W. Rode & H. Kanning (Eds.), *Natur- und raumverträglicher Ausbau energetischer Biomassepfade* (pp. 91–156). Stuttgart: Ibidem-Verlag.
- Cash, D. W., Adger, V., Berkes, F., Garden, P., Lebel, L., & Olsson, P. (2006). Scale and Cross-Scale Dynamics: Governance and Information in a Multilevel World. *Ecol Soc*, 11(2).
- Cooper, L. M., & Sheate, W. R. (2004). Integrating cumulative effects assessment into UK strategic planning: implications of the European Union SEA Directive. *Impact Assess Proj Appraisal*, 22(1), 5–16. doi:10.3152/147154604781766067
- Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora
- DBFZ - Deutsches Biomasseforschungszentrum. (2011). Erneuter Zuwachs von Biogasausbau in Deutschland 2010. DBFZ-Umfrage zu Anlagenbestand und Flächenbeanspruchung zeigt einen deutlichen Anlagenzubau im Biogasbereich. Retrieved from

<http://www.dbfz.de/web/presse/pressemitteilungen-2011/erneuter-zuwachs-von-bio-gasausbau-in-deutschland-2010-dbfz-umfrage-zu-anlagenbestand-und-flaech-enbeanspruchung-zeigt-einen-deutlichen-anlagenzubau-im-biogasbereich.html>

Degryze, S., Six, J., Paustian, K., Morris, S., Paul, E., & Merckx, R. (2004). Soil organic carbon pool changes following land-use conversions. *Glob Change Biol*, 10, 1120–1132.

Del Gado, I., Six, J., Peressotti, A., & Cotrufo, F. (2003). Assessing the impact of land-use change on soil C sequestration in agricultural soils by means of organic matter fractionation and stable C isotopes. *Glob Change Biol*, 9, 1204–1213.

Directive 2009/147/EC on the conservation of wild birds, European Parliament and the Council of Europe.

Dubé, M. G. (2003). Cumulative effect assessment in Canada: a regional framework for aquatic ecosystems. *Environ Impact Asses*, 23(6), 723–745. Retrieved from <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V9G-494CHM6-1/2/829d87a5c5f5334beeoecdd31b18700e>

Dziwiaty, K. & Bernardy, P. (2007). Auswirkungen zunehmender Biomassenutzung (EEG) auf die Artenvielfalt - Erarbeitung von Handlungsempfehlungen für den Schutz der Vögel der Agrarlandschaft. Retrieved from [http://www.erneuerbare-energien.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/endbericht\\_biomasse\\_vogelschutz.pdf](http://www.erneuerbare-energien.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/endbericht_biomasse_vogelschutz.pdf)

Dziwiaty, K., & Bernardy, P. (2010). Brutvögel und Energiepflanzen. In M. Reich & S. Rüter (Eds.), *Umwelt und Raum: Vol. 1. Energiepflanzenanbau und Naturschutz. Referate und Ergebnisse der gleichnamigen Fachtagung in Hannover am 30. September 2009* (1st ed., pp. 115–126). Göttingen: Cuvillier.

EURLex. (2002). 12002E174: Treaty establishing the European Community (Nice consolidated version) - Part Three: Community policies - Title XIX: Environment - Article 174 - Article 130r - EC Treaty (Maastricht consolidated version). Official Journal C 325 24/12/2002 P. 0107 - 0108. Official Journal C 340 10/11/1997 P. 0254 - Consolidated version. Official Journal C 224 31/08/1992 P. 0052 - Consolidated version. Retrieved from <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:12002E174:EN:HTML>

European Environment Agency (EEA). (2007). *The DPSIR framework used by the EEA*. Retrieved from [http://root-devel.ew.eea.europa.eu/ia2dec/knowledge\\_base/Frameworks/doc101182](http://root-devel.ew.eea.europa.eu/ia2dec/knowledge_base/Frameworks/doc101182)

European Parliament. (2000). *Subsidiarity: European Parliament Fact Sheets*. Retrieved from [http://www.europarl.europa.eu/factsheets/1\\_2\\_2\\_en.htm](http://www.europarl.europa.eu/factsheets/1_2_2_en.htm)

Evans, A., Vickery, J., & Shrubbs, M. (2004). Importance of overwintered stubble for farmland bird recovery: a reply to Potts: Capsule Without this prescription, populations of seed-eating passerines are unlikely to recover. *Bird Study*, 51(1), 94–96. doi:10.1080/00063650409461339

Fachagentur nachwachsende Rohstoffe (FNR) e.V. (Ed.). (2010). Standortangepasste Anbausysteme für Energiepflanzen: Ergebnisse des Verbundprojektes "Entwicklung und Ver-

gleich von optimierten Anbausystemen für die landwirtschaftliche Produktion von Energiepflanzen unter den verschiedenen Standortbedingungen Deutschlands, EVA I" (3., veränd. und erw). Gülzow: FNR.

Folke, C., Pritchard, L., Berkes, F., Colding, J., & Svedin, U. (2007). The Problem of Fit between Ecosystems and Institutions: Ten Years Later. *Ecol Soc*, 12(1), 30. online.

Foth, H., Faulstich, M., Haaren, C. v., Jänicke, M., Koch, H.-J., Michaelis, P., & Ott, K. (2007). *Klimaschutz durch Biomasse: Sondergutachten ; Juli 2007*. Berlin: Schmidt. Retrieved from <http://www.gbv.de/dms/zbw/540343706.pdf>

Fuchs, S., & Stein-Bachinger, K. (2008). *Naturschutz im Ökolandbau: Praxishandbuch für den ökologischen Ackerbau im nordostdeutschen Raum*. Mainz: Bioland.

Gabler Verlag (Ed.) (2011). *Gabler Wirtschaftslexikon*, Keyword: Homo oeconomicus. Retrieved from <http://wirtschaftslexikon.gabler.de/Archiv/8004/homo-oeconomicus-vg.html>

Gardi, C., Tomaselli, M., Parisi, V., Petraglia, A., & Santini, C. (2002). Soil quality indicators and biodiversity in northern Italian permanent grasslands. *Eur J Soil Biol*, 38(1), 103–110. Retrieved from <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V7-4593YCP/2/537bb13d2603999ec7a82a4a2d5518ec>

Gibson, C. C., Ostrom, E., & Ahn, T. K. (2000). The concept of scale and the human dimensions of global change: a survey. *Ecol Econ*, 32(2), 217–239. Retrieved from <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6VDY-3YGDC6V-4/2/008fb8e45e8da7e478d44b807324c59e>

Girvetz, E. H., Thorne, J. H., Berry, A. M., & Jaeger, J. A. G. (2007). *Integrating Habitat Fragmentation Analysis into Transportation Planning Using the Effective Mesh Size Landscape Metric*. Retrieved from <http://www.escholarship.org/uc/item/6cj9g88f>

Haaren, C. v., Saathoff, W., & Galler, C. (2012). Integrating climate protection and mitigation functions with other landscape functions in rural areas: a landscape planning approach. *J Environ Plann Man*, 55(1), 59–76. doi:10.1080/09640568.2011.580558

Hák, T., Moldan, B., & Dahl, A. L. (2007). *Sustainability indicators: A scientific assessment*. (International Council for Science, & ebrary, I., Eds.). Washington DC: Island Press.

Hardin, G. (1968). The Tragedy of the Commons. *Science*, 162(3859), 1243–1248. doi:10.1126/science.162.3859.1243

Harris, E., Huntley, C., Mangle, W., & Rana, N. (2001). *Transboundary Collaboration in Ecosystem Management: Integrating Lessons from Experience*.

Hegmann, G., Cocklin, C., Creasey, R., Dupuis, S., Kennedy, A., & Kingsley, L. (1999). *Cumulative Effects Assessment Practitioners Guide: Prepared by AXYS Environmental Consulting and CEA Working Group for the Canadian Environmental Assessment Agency*. Hull, QC., Canada. Retrieved from [http://www.coalfreealberni.ca/environmental\\_assessment/cumulative\\_effects\\_a\\_guide\\_for\\_practicioners.pdf](http://www.coalfreealberni.ca/environmental_assessment/cumulative_effects_a_guide_for_practicioners.pdf)

Höper, H. (2008). Treibhausgasfreisetzung organischer Böden. In Umweltbundesamt (Ed.), *Texte: 25/08. UBA-Workshop "Böden im Klimawandel - Was tun?!"*. am 22./23. Januar 2008 (pp. 105–109). Dessau: UBA.

Höper, H. (2009). Die Rolle von organischen Böden als Kohlenstoffspeicher. *NNA-Berichte*, 2009(1), 91–97.

International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN). (2001). *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1*. Retrieved from [http://www.iucnredlist.org/documents/redlist\\_cats\\_crit\\_en.pdf](http://www.iucnredlist.org/documents/redlist_cats_crit_en.pdf)

IPCC. (1996). *Climate change 1995: Impacts, adaptation and mitigation of climate change*. scientific, technical analysis, contribution of working group II to the 2nd assessment reports of the IPCC: Cambridge University Press.

Jaeger, J. A. G., Schwarz-von Raumer, H.-G., Essweing, H., Müller, M., & Schmidt-Lüttman, M. (2007). Time Series of Landscape Fragmentation Caused by Transportation Infrastructure and Urban Development: A Case Study from Baden-Württemberg, Germany. *Ecol Soc*, 12(1), 22. [online]. Retrieved from <http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss1/art22/ES-2006-1983.pdf>

Janssens, I. A., Freibauer, A., Schlamadinger, B., Ceulemans, R., Ciais, P., Dolman, A. J., & Heimann, M. (2005). The carbon budget of terrestrial ecosystems at country-scale – a European case study. *Biogeosciences*, 2(1), 15–26. Retrieved from <http://www.biogeosciences.net/2/15/2005/bg-2-15-2005.pdf>

Jedicke, E. (1990). *Biotopverbund: Grundlagen und Massnahmen einer neuen Naturschutzstrategie*. Stuttgart: Ulmer. Retrieved from <http://www.worldcat.org/oclc/22036999>

Klein, A., Fischer, M., & Sandkühler, K. (2009). Verbreitung, Bestandsentwicklung und Gefährdungssituation des Rotmilans *Milvus milvus* in Niedersachsen. In T. Krüger & J. Wübbenhorst (Eds.), *Informationsdienst Naturschutz Niedersachs: 3/2009. Ökologie, Gefährdung und Schutz des Rotmilans *Milvus milvus* in Europa. Internationales Artenschutzsymposium Rotmilan* (pp. 136–143). Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN).

Krüger, T., & Wübbenhorst, J. (2009). Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen: Teil 1: Wertbestimmende Brutvogelarten der Vogelschutzgebiete mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen. In T. Krüger & J. Wübbenhorst (Eds.), *Informationsdienst Naturschutz Niedersachs 3/2009. Ökologie, Gefährdung und Schutz des Rotmilans *Milvus milvus* in Europa. Internationales Artenschutzsymposium Rotmilan* (pp. 201–205). Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN).

Lal, R. (2003). Global Potential of Soil Carbon sequestration to Mitigate the Greenhouse Effect. *Crit Rev Plant Sci*, 22.

Landesamt für Natur, U. u. V. N.-W. (2010). *FFH-Arten und Europäische Vogelarten: Rotmilan (Milvus milvus (L.))*. Retrieved from <http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/de/arten/vogelarten/kurzbeschreibung/103013>

Lutze, G., Schultz, A., & Kiesel, J. (2003). *Landschaftsstruktur im Kontext von naturräumlicher Vorprägung und Nutzung – ein systemanalytischer Ansatz*. Retrieved from [http://www.zalf.de/home\\_zalf/download/lisa/agstruk/Lutze\\_Landschaftsstruktur\\_system-analytischer%20Ansatz\\_2003.pdf](http://www.zalf.de/home_zalf/download/lisa/agstruk/Lutze_Landschaftsstruktur_system-analytischer%20Ansatz_2003.pdf)

Mante, J., & Gerowitt, B. (2006). Characteristics of intensively used agricultural areas and their impact on biodiversity and nature conservation activities within farming practice. In B. Meyer (Ed.): *Vol. 1338. Alterra Report, Sustainable land use in intensively used agricultural regions* (pp. 113–118). Wageningen.

Marshall, E., Brown, V., Boatman, N., Wlutowicz, P., Squire, G., & Ward, L. (2003). The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. *Weed Res*, 43, 77–89.

Marshall, G. R. (2008). Nesting, subsidiarity, and community-based environmental governance beyond the local level. *Int J Commons*, 2(1), 75–97.

Ministry of Foreign Affairs of Denmark. (2007). *COMMUNITY-BASED NATURAL RESOURCE MANAGEMENT*. Retrieved from <http://curis.ku.dk/ws/files/33236991/Technicalnotemarts2007CommunityBasedNaturalResourceManagement.pdf>

Moorcroft, D., Whittingham, M. J., Bradbury, R. B., & Wilson, J. D. (2002). The selection of stubble fields by wintering granivorous birds reflects vegetation cover and food abundance. *J Appl Ecol*, 39(3), 535–547. doi:10.1046/j.1365-2664.2002.00730.x

Murphy, S. D., Clements, D. R., Belaoussoff, S., Kevan, P. G., & Swanton, C. J. (2006). Promotion of Weed Species Diversity and Reduction of Weed Seedbanks with Conservation Tillage and Crop Rotation. *Weed Sci*, 54(1), 69–77. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/4539360>

National research council (Etats-Unis) (Ed.). (2002). *The drama of the commons*. Washington (D.C.): National Academy Press. Retrieved from [http://www.nap.edu/openbook.php?record\\_id=10287&page=259](http://www.nap.edu/openbook.php?record_id=10287&page=259)

Neufeldt, H. (2005). Carbon stocks and sequestration potentials of agricultural soils in the federal state of Baden-Württemberg, SW Germany. *J Plant Nutr Soil Sc*, 168(2), 202–211.

Nitsch, H., Osterburg, B., Laggner, B., & Roggendorf, W. (2010). *Wer schützt das Grünland?: Analysen zur Dynamik des Dauergrünlandes und entsprechender Schutzmechanismen*. Vortrag anlässlich der 50. Jahrestagung der GEWISOLA. Retrieved from [ageconse-arch.umn.edu/bitstream/93940/2/A3\\_3.pdf](http://ageconse-arch.umn.edu/bitstream/93940/2/A3_3.pdf)

Nitsch, H., Osterburg, B., & Roggendorf, W. (2009). *Landwirtschaftliche Flächennutzung im Wandel: Folgen für Natur und Landschaft*. Retrieved from <http://imperia.verbandsnetz.nabu.de/imperia/md/content/nabude/landwirtschaft/gruenland/gap-reform.pdf>

Noble, B. (2010). Cumulative Environmental Effects and the tyranny of small decisions: Towards meaningful cumulative effects assessment and management. Retrieved from [http://www.unbc.ca/assets/nres/nresi\\_op\\_o8\\_noble\\_2010.pdf](http://www.unbc.ca/assets/nres/nresi_op_o8_noble_2010.pdf)

Ostrom, E. (1991, c1990). *Governing the commons: The evolution of institutions for collective action. The Political economy of institutions and decisions*. Cambridge: Cambridge University Press. Retrieved from [http://books.google.de/books?id=4xg6oUo-bMz4C&printsec=frontcover&dq=governing+the+commons&hl=de&ei=FgLETYiNB8zrsgaZ7umHDw&sa=X&oi=book\\_result&ct=result&resnum=1&ved=oCDoQ6AEwAA#v=onepage&q&f=false](http://books.google.de/books?id=4xg6oUo-bMz4C&printsec=frontcover&dq=governing+the+commons&hl=de&ei=FgLETYiNB8zrsgaZ7umHDw&sa=X&oi=book_result&ct=result&resnum=1&ved=oCDoQ6AEwAA#v=onepage&q&f=false)

Pannell, D. J., Marshall, G. R., Barr, N., Curtis, A., Vanclay, F., & Wilkinson, R. (2006). Understanding and promoting adoption of conservation practices by rural landholders. *Aust J Exp Agr*, 46(11), 1407. doi:10.1071/EA05037

Parker, S., & Cocklin, C. (1993). The use of geographical information systems for cumulative environmental effects assessment. *Computers, Environment and Urban Systems*, 17(5), 393–407. Retrieved from <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V9K-46639KR-C1/2/b59a6ba8ea9eae75d117e76f2c8d14>

Peterson, E. B. (1987). *Cumulative effects assessment in Canada: An agenda for action and research*. [Canada]: Canadian Environmental Assessment Research Council.

Plantureux, S., Peeters, A., & McCracken, D. (2005). Biodiversity in intensive grasslands: Effect of management, improvement and challenges. *Agronomy Research*, 3(2), 153–164.

Regional Planning Act (ROG) (2009). Raumordnungsgesetz vom 22. Dezember 2008 (BGBl. I S. 2986), das zuletzt durch Artikel 9 des Gesetzes vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585) geändert worden ist.

Reich, M., Rüter, S., & Tillmann, J. E. (2011). Auswirkungen des großflächigen Anbaus von Energiepflanzen auf die Tierwelt der Agrarlandschaft: Ergebnisse des Forschungsvorhabens SUNREG III. In M. Reich & S. Rüter (Eds.), *Umwelt und Raum: Vol. 2. Auswirkungen des großflächigen Anbaus von Energiepflanzen auf die Tierwelt der Agrarlandschaft* (1st ed., pp. 5–18). Göttingen: Cuvillier.

Riecken, U., Finck, P., & Schröder, E. (2002). Significance of pasture landscapes for nature conservation and extensive agriculture. In B. Redecker (Ed.), *Pasture landscapes and nature conservation. With 167 figures* (pp. 423–429). Berlin [u.a.]: Springer.

Rode, M. K. H. (2006). Beiträge der räumlichen Planungen zur Förderung eines natur- und raumverträglichen Ausbaus des energetischen Biomassepfades. *Informationen zur Raumentwicklung*, (1/2), 103–110.

Rode, M. W., & Kanning, H. (Eds.). (2010). *Natur- und raumverträglicher Ausbau energetischer Biomassepfade*. Stuttgart: Ibidem-Verlag. Retrieved from <http://www.worldcat.org/oclc/686760048>

Rode, M., Buhr, N., Kanning, H., Knispel, S., Steinkraus, K., Wiehe, J., & Wolf, U. (2010). Natur- und raumverträgliche Entwicklung des Biomasseanbaus. In M. Reich & S. Rüter (Eds.), *Umwelt und Raum: Vol. 1. Energiepflanzenanbau und Naturschutz. Referate und Ergebnisse der gleichnamigen Fachtagung in Hannover am 30. September 2009* (1st ed., pp. 35–42). Göttingen: Cuvillier.

Rodriguez, C., & Wiegand, K. (2009). Evaluating the trade-off between machinery efficiency and loss of biodiversity-friendly habitats in arable landscapes: The role of field size. *Agr Ecosyst Environ*, 129, 361–366.

Roots, E. F. (1988). *The Assessment of cumulative effects: A research prospectus*. Hull: Canadian Environmental Assessment Research Council.

Rost, N. (2008). Der Homo Oeconomicus: Eine Fiktion der Standardökonomie. *Z Sozialökon*, 45(158-159), 50–58. Retrieved from <http://www.dreigliederung.de/download/2008-12-001.pdf>

Ruschkowski, E. von, & Wiehe, J. (2008). Balancing Bioenergy Production and Nature Conservation in Germany: Potential Synergies and Challenges. *Yearb Socioecon Agric*, 3–20.

Schenk, A., Hunziker, M., & Kienast, F. (2007). Factors influencing the acceptance of nature conservation measures--A qualitative study in Switzerland. *J Environ Manage*, 83(1), 66–79. doi:10.1016/j.jenvman.2006.01.010

Schmidt, P. (2009). Zur Bestandessituation und Habitatnutzung des Rotmilans *Milvus milvus* im Landkreis Holzminden (Niedersachsen). In T. Krüger & J. Wübbenhorst (Eds.), *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen: 3/2009. Ökologie, Gefährdung und Schutz des Rotmilans *Milvus milvus* in Europa. Internationales Artenschutzsymposium Rotmilan* (pp. 151–157). Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN).

Schnotz, W. (2002). Towards an Integrated View of Learning From Text and Visual Displays. *Educ Psychol Rev*, 14(1), 101–120. doi:10.1023/A:1013136727916

Schumacher, U., & Mathey, J. (1998). Zur Analyse der Lebensräume von Heuschrecken mit Methoden der Geoinformatik - dargestellt am Beispiel der Riesaer Elberegion. In J. Strobl (Ed.), *Angewandte geographische Informationsverarbeitung. Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg '98* (pp. 326–333). Heidelberg: Wichmann.

Smith, P., Ambus, P., Amézquita, M., Andrén, O., Arrouays, D., Ball, B., ... (2004). *Greenhouse Gas Emissions from European Croplands*.

Sonntag, N. C. (1987). Cumulative effects assessment: A context for further research and development. [Hull, Quebec]: CEARC.

Soussana, J.-F., Salètes, s., Smith, P., Schils, R., Ogle, S., Allard, V., ... (2004). *Greenhouse Gas Emissions from European Grasslands*.

Stanners, D., Bosch, P., Dom, A., Gabrielsen, P., Gee, D., Jock, M., ... (2007). Frameworks for Environmental Assessment and Indicators at the EEA. In International Council for Science &

Library (Eds.), *Sustainability indicators. A scientific assessment*, pp. 127–144. Washington DC: Island Press. Retrieved from <http://books.google.de/books?hl=de&lr=&id=W4o-qun-retMC&oi=fnd&pg=PA127&dq=DPSIR+EEA&ots=ieyfQBCN6a&sig=kHV8ciRO5oLtCOd75NBSyrLyHu4#v=onepage&q=DPSIR%20EEA&f=false>

Statistisches Bundesamt. (2002). Statistical yearbook 2002 for the Federal Republic of Germany. Wiesbaden. Retrieved from [http://www.digizeitschriften.de/dms/toc/?PPN=PPN635628112\\_2002](http://www.digizeitschriften.de/dms/toc/?PPN=PPN635628112_2002)

Statistisches Bundesamt (2012). Spezielle Bodennutzung und Ernte. Retrieved from <https://destatis.de/DE/ZahlenFakten/Wirtschaftsbereiche/LandForstwirtschaft/Bodennutzung/Tabellen/AckerlandHauptfruchtgruppenFruchtarten.html>

Stevenson, F. C., Légère, A., Simard, R. R., Angers, D. A., Pageau, D., & Lafond, J. (1997). Weed Species Diversity in Spring Barley Varies with Crop Rotation and Tillage, but not with Nutrient Source. *Weed Sci*, 45(6), 798–806. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/4045847>

Stickse, E., Salzeder, G., Eder, J., Aigner, A., Fritz, M., & Deiglmayr, K. (2010). Zweikulturnutzungssystem (ZKNS) im Vergleich zu herkömmlichen Anbauverfahren. Retrieved from <https://biogas-forum-bayern.de/publikationen/ZKNS.im.Vergleich.zu.herkoemmlichen.Anbauverfahren.pdf>

Südbeck, P., Bauer, H.-G., Boschert, M., Boye, P., & Knief, W. (2007). Rote Liste der Brutvögel Deutschlands: 4. Fassung, 30. November 2007. *Berichte zum Vogelschutz*, (44), 23–81.

United Nations (UN). (1998). *Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change*. Retrieved from <http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.pdf>

Veldkamp, T., Polman, N., Reinhard, S., & Slingerland, M. (2011). From Scaling to Governance of the Land System: Bridging Ecological and Economic Perspectives. *Ecol Soc*, 16(1). Retrieved from [www.ecologyandsociety.org/vol16/iss1/art1/](http://www.ecologyandsociety.org/vol16/iss1/art1/)

Verdi, M. P., & Kulhavy, R. W. (2002). Learning With Maps and Texts: An Overview. *Educ Psychol Rev*, 14(1), 27–46. doi:10.1023/A:1013128426099

Weiland, P. (2010). Biogas production: Current state and perspectives. *Appl Microbiol Biot*, 85, 849–860.

Wiehe, J., Rode, M. & Kanning, H. (2011). Biomasseanbau, Naturschutz und Steuerung. *Ökol Wirtschaft*, 3.

Wiehe, J., Rode, M. W., & Kanning, H. (2010). Raumanalyse I: Auswirkungen auf Natur und Landschaft. In M. W. Rode & H. Kanning (Eds.), *Natur- und raumverträglicher Ausbau energetischer Biomassepfade* (pp. 21–90). Stuttgart: Ibidem-Verlag.

Wiehe, J., Ruschkowski, E. v., Rode, M., Kanning, H., & Haaren, C. v. (2009). Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus auf die Landschaft am Beispiel des Maisanbaus für die Biogasproduktion in Niedersachsen. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 41(4), 107–113.

With, K. A., & King, A. W. (1999). Extinction Thresholds for Species in Fractal Landscapes: Umbrales de Extinción para Especies en Paisajes Fraccionados. *Conserv Biol*, 13(2), 314–326. doi:10.1046/j.1523-1739.1999.013002314.x

World Commission on Environment and Development. (1991). *Our common future*. Oxford, New York: Oxford Univ. Press. Retrieved from <http://www.worldcat.org/oclc/722107774>

Young, O. R. (2002). *The institutional dimensions of environmental change: Fit, interplay, and scale*. Cambridge, Mass: MIT Press. Retrieved from <http://www.worldcat.org/oclc/473025182>

## 6. Paper III: „Integrating climate protection and mitigation functions with other landscape functions in rural areas - A landscape planning approach“

Verfasst von

Christina von Haaren, Wiebke Saathoff & Carolin Galler

Erschienen als

Haaren, Christina von; Saathoff, Wiebke; Galler, Carolin (2012): Integrating climate protection and mitigation functions with other landscape functions in rural areas: a landscape planning approach. In: *Journal of Environmental Planning and Management* 55 (1), S. 59–76. DOI: 10.1080/09640568.2011.580558.

## **Integrating climate protection and mitigation functions with other landscape functions in rural areas - A landscape planning approach**

### **Abstract**

Environmental planning has not yet sufficiently considered climate protection and mitigation functions as well as the potential for combining mitigation measures with other landscape functions. The aim of this paper is to present a methodological approach which addresses this deficit. The assessment of climate protection functions of the agricultural landscape was based on existing soil and land use data and was applied in a case study. The potential for synergies with other landscape functions and for site-specific multifunctional measures is also demonstrated in the case study.

***Keywords:** greenhouse gas mitigation; land use change; multifunctionality; landscape functions*

### **1. Introduction**

Current landscape research concentrates on forecasting climate change effects (e.g. Leech and Crick, 2007) and on developing suitable adaptation strategies (e.g. Heller and Zavaleta, 2008). Far less scientific attention is being paid to climate protection and mitigation strategies for agricultural landscapes. Such strategies are urgently needed because land uses contribute significantly to global warming and – in addition – land use change has become very dynamic. In Germany, about 14 percent of the total national Green House Gas (GHG) emissions stems from agriculture. The main sources of emissions include the agricultural use of peatlands and the conversion of grassland into crop land (Flessa, 2009). Globally, agriculture accounts for an even larger share of GHG in view of the otherwise unconsidered major sources of deforestation and slash-and-burn practices in third world countries (Stern, 2008; IPCC, 2007). The loss of grassland in Germany illustrates the present dynamic change of land uses that is climate relevant: 3.6 percent of permanent grassland was ploughed between 2003 and 2009. In fact, the rate of grassland loss exceeded 5 percent in three German federal

states (Behm, 2009). While the loss of grassland is causing CO<sub>2</sub> (and to lower extent also N<sub>2</sub>O) emissions particularly on organic soils (Byrne et al., 2004; Janssens et al., 2005), the intensified agricultural production on crop land that has a high nitrogen input increases the N<sub>2</sub>O emissions (Jungkunst et al., 2006). Generally, it seems that GHG emissions are higher from agriculturally managed ecosystems than from natural and near-natural extensively managed areas (Byrne et al., 2004; Haaren et al., 2010). Due to their CO<sub>2</sub> absorbing vegetation, most forests are functioning as GHG sinks (Lindner and Karjalainen, 2007). However, permanent grassland and crop land are, in theory, neither a relevant sink nor a source for CO<sub>2</sub> because the cycle of carbon input and output is balanced for soil which is covered by natural vegetation or permanent not changing land use (Scheffer et al., 2002). This balance is disturbed when there is a land use change (ibid.) that leads to CO<sub>2</sub> uptake or release.

The ecosystem properties and functions that are relevant for carbon storage, sinks or sources of CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> should be considered in land use management. This new task can be supported by landscape planning. The general goal of landscape planning is to support environmentally friendly and resource-efficient development of the landscape and to improve the functionalities of the ecosystems for human requirements and biodiversity (European Landscape Convention of the Council of Europe 2000; in Germany: German Federal Nature Conservation Act 1976, latest amendments 2009; Haaren et al., 2008). This encompasses an inventory and evaluation of landscape functions. In the context of landscape planning, such functions are defined as the capacities of landscapes to fulfil basic, lasting and socially legitimised material or immaterial human demands in a sustainable manner (according to Langer et al. 1985; see Willemen et al. 2008; de Groot et al. 2007; Haaren et al., 2008).

The integration of climate change mitigation planning into such an instrument is a logical step towards multifunctional landscape organisation (Wiggering et al., 2006). If land-

scape planning embraces this new task of assessing and providing objectives, then the synergies and conflicts between measures for mitigation and measures for other landscape functions must also be identified. Because there is an increasing risk of land use change-related GHG emissions, practical solutions must be found quickly. However, there are currently no planning methodologies for the assessment of the climate protection and mitigation functions or the risk of GHG emissions caused by land use change. For landscape planning such methods should be indicator based. The aim of this research was to develop a respective methodological approach and to consider the newly recognized landscape function within an integrative planning context.

The exploratory approach of a case study was considered an appropriate first step in a generally applicable method. The study site is the biosphere reserve (BR) Elbe Floodplain of Lower Saxony, which covers an area of 56.760 ha alongside the river Elbe southeast of Hamburg (Biosphärenreservatsverwaltung Niedersächsische Elbtalaue, 2009). The BR has a high proportion of wetland that stores large amounts of carbon in its ecosystems, and therefore, it is considered to be especially vulnerable to land use change-induced CO<sub>2</sub> (and N<sub>2</sub>O) emissions. The current increased cultivation of biomass for bioenergy has caused more demand for crop land. The competition of biomass production and food production for available crop land has recently led to a considerable increase in the conversion of grassland into crop land in the BR. This process is representative for the most urgent GHG related landscape change in northern Germany and demands regulatory activities. The following research questions stem from the objectives of the study:

- How can climate protection and mitigation functions of spatial landscape (sub)units be assessed (in the case study) based on existent site data?
- Can the results produce sufficiently differentiated, site specific information that is suitable for use in planning proposals?

- Where in the case study does the conversion of grassland into crop land cause the most GHG emissions; and which planning measures can respond to this problem?
- Are climate protection measures generally compliant with planning proposals for other landscape functions?
- Can synergies with other landscape functions be identified, not only in general, but also for the specific sites of the case study on a regional and local scale?

The following section of the paper describes the general research methodology and the assessment method that was developed. The third section presents the results of the assessment in the case study. In section four, mitigation measures are presented and both general as well as case study specific synergies and conflicts with other landscape functions are identified. The discussion of the general usability of the methodology along with the case study results and their applicability in planning decisions (section five) is followed by a concluding section (six).

## **2. Methodologies**

### ***2.1. General Approach***

For the identification of priority climate protection areas and the deduction of measures, a methodological approach was needed that did not require measuring the actual GHG emissions in the BR Elbe Floodplain of Lower Saxony. In the first step, literature research was used to compile current knowledge about the functions of different ecosystem types as sink, storage or source of GHG emissions and the influence of land uses. In order to interpret the data appropriately, several interviews with soil scientist and climatologist were carried out. Finally, the possibilities for drawing analogies or generalising the results were discussed with experts in a workshop.

The literature analysis formed the basis for identifying ecosystem characteristics such as soil or vegetation cover and land use that are relevant for the GHG emissions of ecosystems. An approach by Neufeldt (2006, unpublished) for the calculation of organic carbon stocks in soil was further developed together with Höper (2009, unpublished) in order to assess land use change induced carbon stock changes. The method was tailored for application to farm lands in northern Germany. Since the method only relates to soil organic carbon N<sub>2</sub>O from fertilised fields was not considered. Furthermore, forest land was excluded because it would have required the application of an additional method to account for the carbon stocks of the above-ground vegetation. Furthermore, in Germany, addressing agricultural land use change is more urgent than the assessment of forest climate protection because forest land is not decreasing.

In the case study, the methodology was tested. The potentials of the sites to produce GHG emissions were calculated and the availability of the required data examined. The study area contains very diverse topography and soil conditions, which was a good prerequisite for testing the sensitivity of the methodology for analysing the effects of different site-specific conditions on the results of the risk analysis. In view of the on-going conversion of grassland in the study area, the risk assessment was calculated for a worst-case scenario in which all grassland in the BR is converted to crop land.

Based on a literature review of land use related climate protection measures, suitable measures were proposed for areas where a high-risk for GHG emissions had been identified. In order to identify theoretical synergies, differences, uncertainties and conflicts, the most effective land use-related climate protection measures were compared to measures for soil, water and biodiversity conservation that are found in agro-environmental programs (Rural Development Programs in Germany as well as EU papers) and in the literature. In order to determine the relevance at a site-specific scale, the theoretical synergies and conflicts were

investigated in the case study with regard to the nature conservation measures cited in the official landscape plan for the area. The overlap of sites and measures for both climate protection priority and the conservation of species, soil or water on agricultural land was identified.

## **2.2. Assessment method**

Estimating the carbon storage function and emission potential by net CO<sub>2</sub> exchange rates  
In farmland ecosystems, primarily the amount of rapidly available organic carbon stored in the soils determines the importance of an ecosystem for the retention of GHG, particularly of CO<sub>2</sub> (Dolman et al., 2003; Jones and Donnelly, 2004; Del Gado et al., 2003). The specific importance of an ecosystem for CO<sub>2</sub> retention, can be expressed by the site-specific potential amount of CO<sub>2</sub> that will be potentially released by possible land use changes.

For mineral soils, the carbon storage is the crucial factor for defining potential CO<sub>2</sub> emissions and thus for identifying sites that - from a CO<sub>2</sub> mitigation perspective - should receive priority protection. Using the existing soil sampling data for sites in Lower Saxony (Neufeldt, 2006, unpublished; Höper, 2009, unpublished), the soil type in combination with the current land use intensity was used as an indicator for the amount of stored carbon. The soil types are classified according to different horizon characteristics that reflect variations within parent rock material, water balance, soil moisture, input of organic matter and historical land use. All of these influence the magnitude of soil carbon storage. The carbon storage was also calculated for soil types in Lower Saxony according to their different land uses by Höper (2009, unpublished). His calculations used the main parameters of organic carbon content, bulk density and the soil skeleton of a soil type layer. The vulnerability of a soil layer was calculated with an assumed maximal ploughing depth of 0.5 m (ibid.). In order to assess the potential carbon loss due to a conversion of grassland to crop land, the calculated carbon storages of grassland and crop land were compared for the relevant soil types. Next, the identified potential changes in carbon stock (t C ha<sup>-1</sup>) were converted into CO<sub>2</sub> emissions and CO<sub>2</sub>

uptake respectively ( $\text{t CO}_2 \text{ ha}^{-1}$ ). The result is the soil type-specific net  $\text{CO}_2$  exchange rate that depicts the carbon sink or source capacity for land use changes of mineral soils under cultivation. An emission factor for crop land on German fen soil (Höper, 2007, 2008a) was used to assess the potential  $\text{CO}_2$  emissions of peatlands in the case study area.

#### Assessing risk in current and projected land uses

In order to evaluate the worst case scenario, in which all grasslands of the BR are drained and / or converted into cropland (including the presently protected grassland area of the core zone), the grassland areas on mineral and organic soils and the crop land on organic soils were identified for the entire case study area. For that purpose, the soil types of the grasslands and crop lands in the different zones of the BR were determined and overlaid with the Lower Saxony soil map (BÜK 1:50, 000, LBEG, 2007) and the biotope type map (Jungmann and Lubrichs, 2005) for the BR (GIS-analysis). The values that were calculated for the net  $\text{CO}_2$  exchange rates for mineral soils and the net  $\text{CO}_2$  exchange rates for organic soils that were taken from the literature (Höper, 2007; 2008a) were applied to the respective soil types.

### **3. Results of the assessment in the case study**

The result is a geo-referenced information base for the BR to spatially differentiate the risk of land use changes. Figure 1 shows  $\text{CO}_2$  emissions which would result from the conversion of grassland to crop land on mineral soils as well as the use of all organic soils for crop land (worst case scenario).

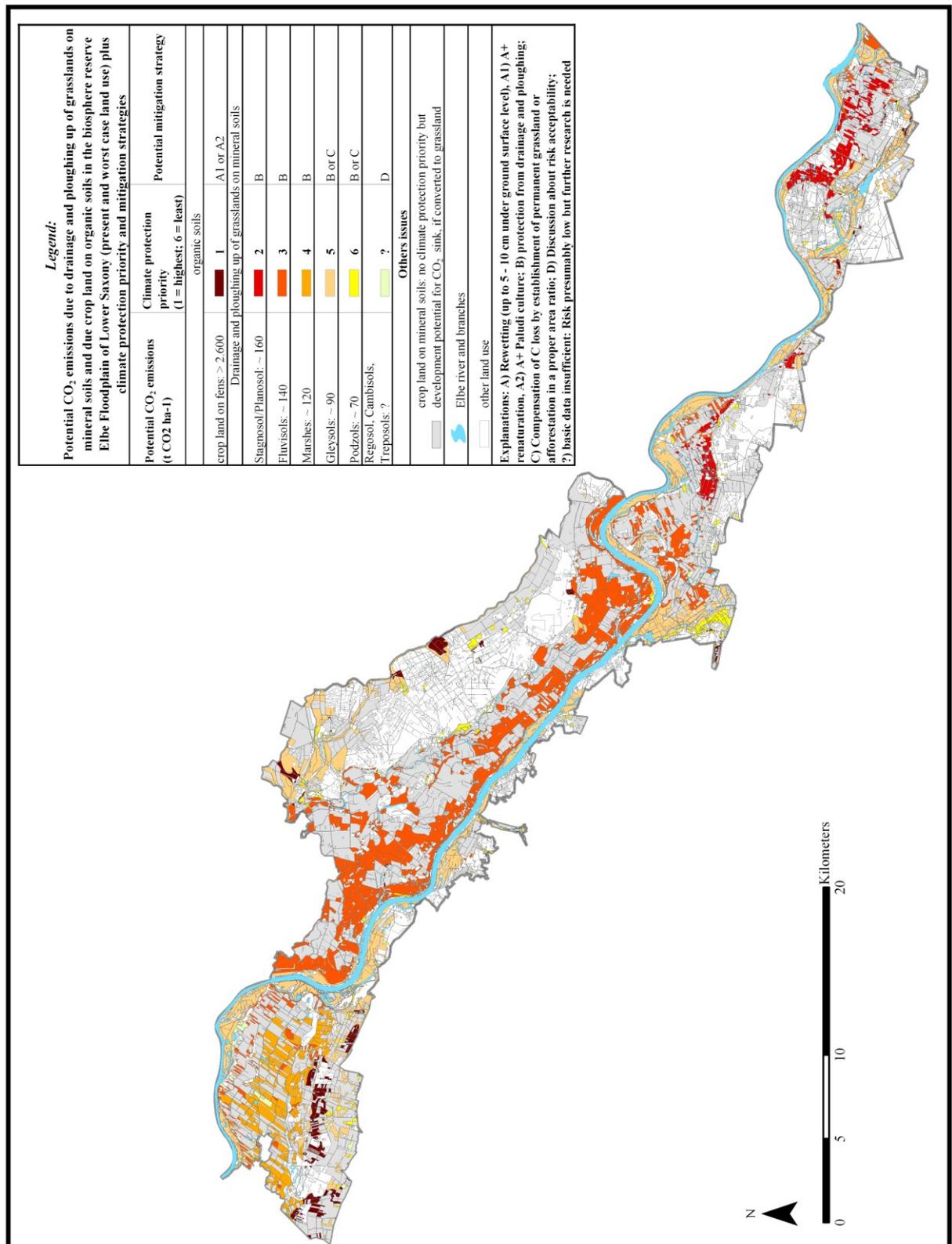


Figure 1. Potential CO<sub>2</sub> emissions in the case of converting all grassland into crop land and agricultural use of peatland in the BR Elbe Floodplain of Lower Saxony (worst case scenario: A-, B- and C zone)

The emission risk can also be quantified in a comprehensive accounting of the entire BR. A comparison of the CO<sub>2</sub> balance of the status quo (emissions from cultivated organic soils) with a CO<sub>2</sub> balance after ploughing all grassland within the BR (worst case scenario) shows that the CO<sub>2</sub> emissions would rise from a status quo of 32,523 t CO<sub>2</sub> a<sup>-1</sup> to a future 229,230 t CO<sub>2</sub> a<sup>-1</sup> with a net increase of 196,707 t CO<sub>2</sub> a<sup>-1</sup> over a timeframe of ten years. Additional emissions could be caused by the grassland conversion for the soil types Regosols, Cambisols and Treposols. The potential CO<sub>2</sub> emissions for those soil types are most likely low, but have not been considered here, due to a lack of soil data. Therefore, the CO<sub>2</sub> emissions of these soil types, which cover approx. 480 ha, could not be estimated for the study area. If the scenario is adjusted to exclude grassland that is specifically protected at present, then the net increase would amount to 100,505 t CO<sub>2</sub> a<sup>-1</sup>.

The above calculated emission rate is an estimation of the annual CO<sub>2</sub> loss over 10 years, during which most carbon from mineral soils will have been released. However, the emission process could last up to 100 years, (s. Höper, 2008a) due to the fact, that organic carbon from organic soils is released much more slowly in the decomposition process than carbon from mineral soils. Assuming a complete potential carbon loss of > 700 t ha<sup>-1</sup> (ibid.; > ~ 2,600 t CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>), the complete potential CO<sub>2</sub> emissions in the worst case scenario could be as high as 4,919,520 t CO<sub>2</sub>. If land use is not changed at all on grassland or crop land on fen soils, a total of 2,128,456 t CO<sub>2</sub> could be released to the atmosphere. Thus, the complete conversion of the remaining grassland to crop land on all mineral and organic soils of the BR would be responsible for additional emissions of 2,791,064 t CO<sub>2</sub>.

#### **4. General and site specific climate protection measures and synergies with planning proposals for other landscape functions**

Measures for mitigation of GHG emissions from land use and land use change

The place based information about GHG in the study area can be used as a basis for deducing climate protection and mitigation measures. A variety of adequate measures can be found in

the existing research and literature. Table 1 shows the compilation of respective measures and their effects on GHG emissions, as well as synergy and conflict potentials.

**Table 1. Impact of prevention and mitigation measures on GHG emissions (in comparison to conventional management or omission of the measures) and possible general synergies or conflicts with other nature conservation measures (accordant to Haaren et al., 2010).**

Mitigation measure	CO <sub>2</sub>	N <sub>2</sub> O	CH <sub>4</sub>	GWP 100	Species and biotope conservation	Retention function	Groundwater conservation	Soil conservation	Natural scenery
Protection of peatlands from melioration / rewetting of peatlands	↓	↓	↑	↓	+/-	+	+/-	+	+
Maintenance of permanent grassland and reestablishment	↓	↓	↓	↓	+	+	+	+/~	+
Prevention of soil compaction		↓	↓	↓	+	+	+	+	
Local and temporal adapted fertilisation	↓	↓		↓			+	+	
Organic farming	↓	↓/↑	↓/↑	↓	+		+	+	+
Protection of forests and afforestation	↓	?	↓	↓	+/-	+	+	+/~/-	+/-
Tree species selection (broad-leaved species)	↓	↑	?	↓/↑*	+		+	+	+
Extension of rotation period of trees	↓	↑		↓/↑*	+				+

**Legend:** ↓ GHG mitigation; ↑ increase in GHG emissions; ? unclear effect; \*general mitigation potential but final effect depends on site conditions and land use history – individual case study required; + potential synergies with landscape function; - potential conflicts for landscape function

The protection of existing carbon storages is the most important strategy for preventing the mobilisation of huge amounts of carbon that is held in the ecosystems. Such prevention or conservation measures should be given priority over the establishment of new CO<sub>2</sub> sinks. The reason for this priority in planning decisions is based on the fact that the processes of carbon mineralisation and carbon accumulation do not proceed in a linear manner subsequent to a land use change. The largest amount of decomposable carbon is mineralized immediately following land use change, frequently already within the first year after the intervention (Gensior and Heinemeyer, 2006). The reverse is also true for carbon accumulation in the course of sowing grassland. However, the respective time scales of these two processes are different: Carbon mineralization proceeds twice as fast within this initial period as carbon accumulation after land use change (ibid.). This means that only about half of the carbon lost through the conversion of grassland to crop land would be accumulated within the same period through the conversion of crop land to grassland under similar local conditions. For this reason, the establishment of one unit of area of grassland cannot be considered an equivalent compensation for the same unit of former grassland area converted into crop land. An analysis is needed to determine how much land must be turned into grassland or forest in order to compensate for the carbon loss caused by grassland conversion on different soil types. The conservation of wetlands, or barely meliorated peatlands, from (further) drainage and tillage harbours the highest potential for preventing land use-induced GHG emissions, per hectare and in general, because organic soils account for 98 percent of net CO<sub>2</sub> emissions from German soils (Tiemeyer and Gensior, 2009). Furthermore, the rewetting of degraded peatlands is also an important mitigation measure. The rewetting of bogs holds the potential to mitigate up to 15 t CO<sub>2</sub>-eq ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>, whereas the renaturalization of fens has the potential to mitigate 30 t CO<sub>2</sub>-eq. ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (Drösler et al., 2009). However, if the distance between the mean water level and ground surface level falls below the critical threshold of 10 cm, then the CH<sub>4</sub> emissions will increase. This can partly or even completely negate the CO<sub>2</sub> mitigation effect

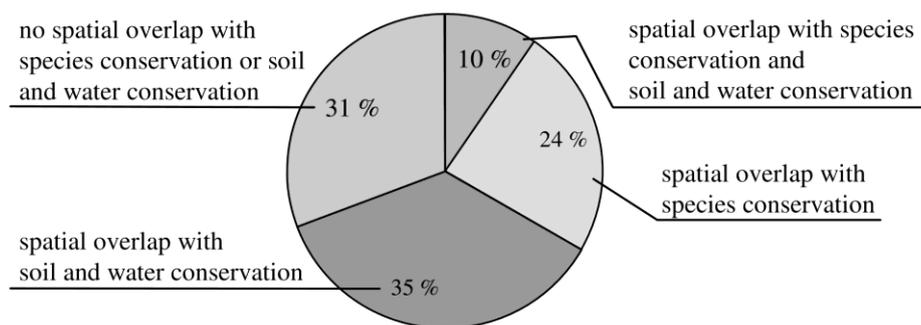
of the rewetting (Schulze et al., 2009; Freibauer et al., 2009 according to Christensen et al., 2003; Drösler, 2005 and 2009; Laine and Minkkinen, 1996). A mean water level of 10 cm below the ground surface level is, however, high enough to reduce peat mineralization. Such a level also provides good growing conditions for endangered vegetation because it is similar to the water level in near-natural peatlands (Freibauer et al., 2009). Protecting hydromorphic mineral soils, which prevail in the study area, and "old" grassland against draining and ploughing is another important preventive measure. In addition to the assessment of ecological benefits, a cost-benefit analysis should be undertaken to identify which measures contribute to mitigation in which locations most cost effectively.

In addition to the conservation of existing storages, emissions can be mitigated through measures that establish new carbon sinks (particularly by forestry measures) or by adopting land uses that reduce nitrogen input and thereby prevent higher N<sub>2</sub>O emissions.

In landscape planning alternative mitigation measures should be considered and checked for their effect on other functions in order to avoid conflicts and to create synergies with other nature conservation measures. The case study tests the hypothesis that most prevention and mitigation measures create synergies with other objectives of nature and landscape conservation and that conflicts can be avoided by planning.

## **5. Synergies and conflicts of climate mitigation and nature conservation management in the case study**

The comparison of site-specific climate protection and mitigation priorities with nature conservation measures that are defined in the biosphere management plan (for species conservation, for water and soil conservation) demonstrates in exemplary fashion that there is a large overlap, not only in general but also for important, site-specific nature conservation goals (table 1, figure 2 and 3-7).

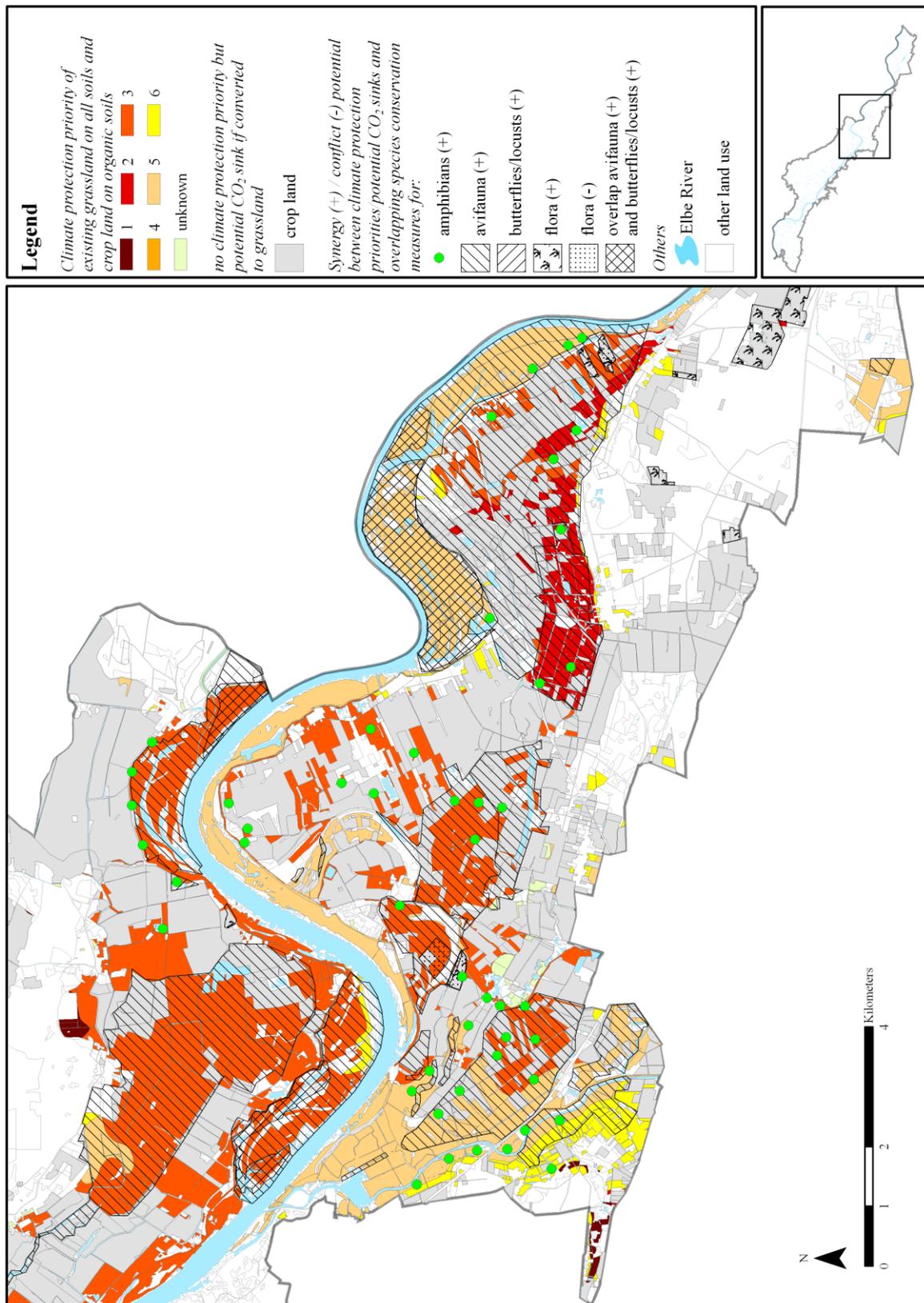


**Figure 2. Accounting of the spatial overlap of climate protection priority areas (1-6) with target areas for species conservation and soil and water conservation**

#### Synergies and conflicts with biodiversity conservation

Most of the species conservation measures that exhibit a potential for synergy with climate protection (figure 3) are measures for the conservation and establishment of moist and wet meadows and grassland areas (table 2). Wetlands have important functions, both for CO<sub>2</sub> retention and for many threaten species. For that reason, especially the maintenance and restoration of wetlands combined with low input land management hold huge potentials for synergy between land use related CO<sub>2</sub> mitigation and species conservation, in general.

Potential conflicts between biodiversity conservation measures and the conservation of the relevant carbon storages in the BR were identified for only two kinds of measures, e.g. or the establishment of immature soils and surface abrasion that foster rare weed associations on 24 ha of former arable field.

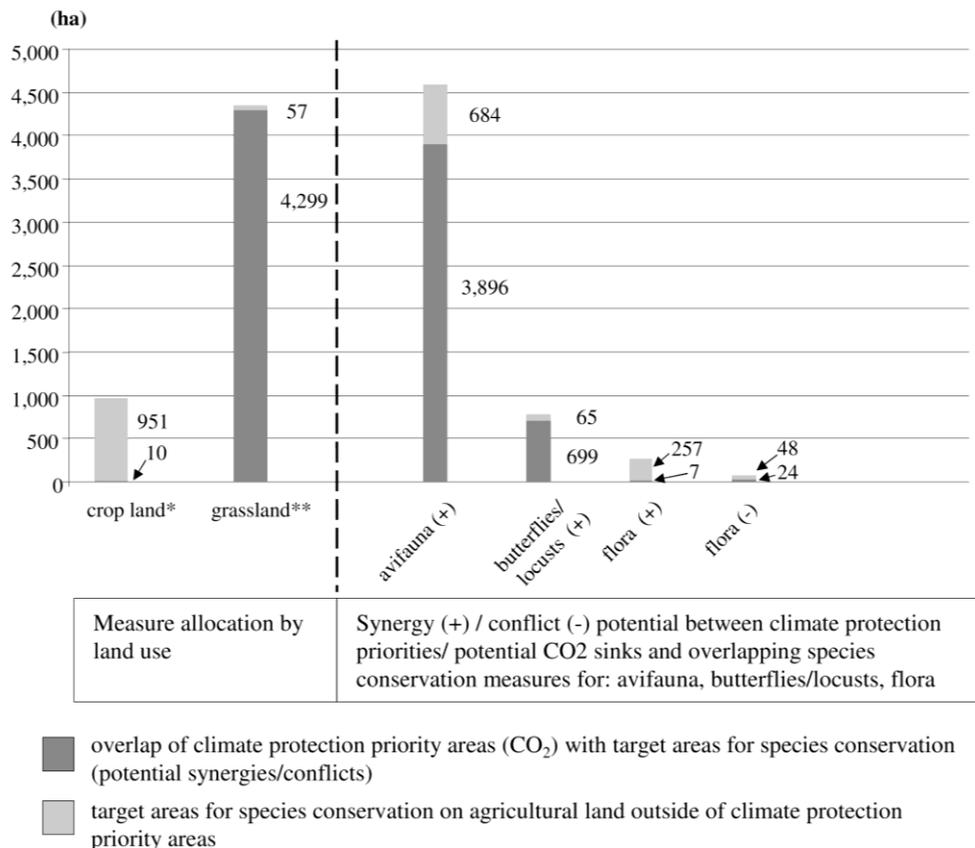


**Figure 3. Potential synergies and conflicts between biodiversity conservation measures and the protection of the carbon storage (and sink) function within the BR Elbe Floodplain of Lower Saxony**

A synergy potential of conservation measures for fauna and flora that are recommended in the BR management plan can be found on 4,309 ha of the 33,280 ha of the total agricultural area of the BR (s. figure 4; table 2). The majority of the potential synergy area between species conservation measures, particularly for butterflies/locusts and avifauna, and CO<sub>2</sub> mitigation is situated on grassland. However, there is also potential for synergy of measures on crop land, for example, by converting crop land to grassland on moist/wet sites or the establishment of shallow flooding areas on grasslands. Further synergy potentials exist in regions with conservation measures for amphibians (s. figure 4), but the expanse of the synergy potential could not be calculated, because these measure were not located with polygons but as points in the GIS data.

**Table 2. Potential for synergies of species conservation measures within the BR Elbe Floodplain of Lower Saxony with land use-related climate protection (CO<sub>2</sub>) (data source: Biosphärenreservatsverwaltung Niedersächsische Elbtalaue, 2009)**

Conservation measure for fauna and flora with potential for synergies with climate protection	Purple-edged copper ( <i>Lycæna hippothoe</i> )	Tree grayling ( <i>Hipparchia statilinus</i> )	Large marsh grass- Hopper ( <i>Stethophyma grossum</i> )	European tree frog ( <i>Hyla arborea</i> )	White-tailed sea eagle ( <i>Haliaeetus albicilla</i> )	White stork ( <i>Ciconia ciconia</i> )	shorebirds	Garganey ( <i>Anas querquedula</i> )	Pygmy rush communities	Arable weeds
Renunciation of further drainage and ploughing up of wetland meadows and grassland – maintenance of wet/moist meadows and grasslands	x	x	x	x		x	x			
Hive unproductive moist land off from agricultural land use area				x						
Establishment and maintenance of structured extensive grassland areas around bodies of water				x						
Recreation of shallow flooding areas				x				x		
Conversion of crop land situated in seepage water areas to extensive grassland								x		
Conversion of crop land in grassland at moist/wet sites						x				
Rewetting of meadows, establishment of moist grasslands					x		x			
Establishment of field margins									x	x



**Figure 4. Accounting of target areas for species conservation on agricultural land (with potential synergies/conflicts) and their spatial overlap with climate protection priority areas within the BR Elbe Floodplain of Lower Saxony (restricted to areas relevant for CO<sub>2</sub> emissions)**

**\*total area of crop land contains 17,281 ha, \*\* total area of grassland contains 16,100 ha**

Synergies and conflicts with soil and water conservation on agricultural land

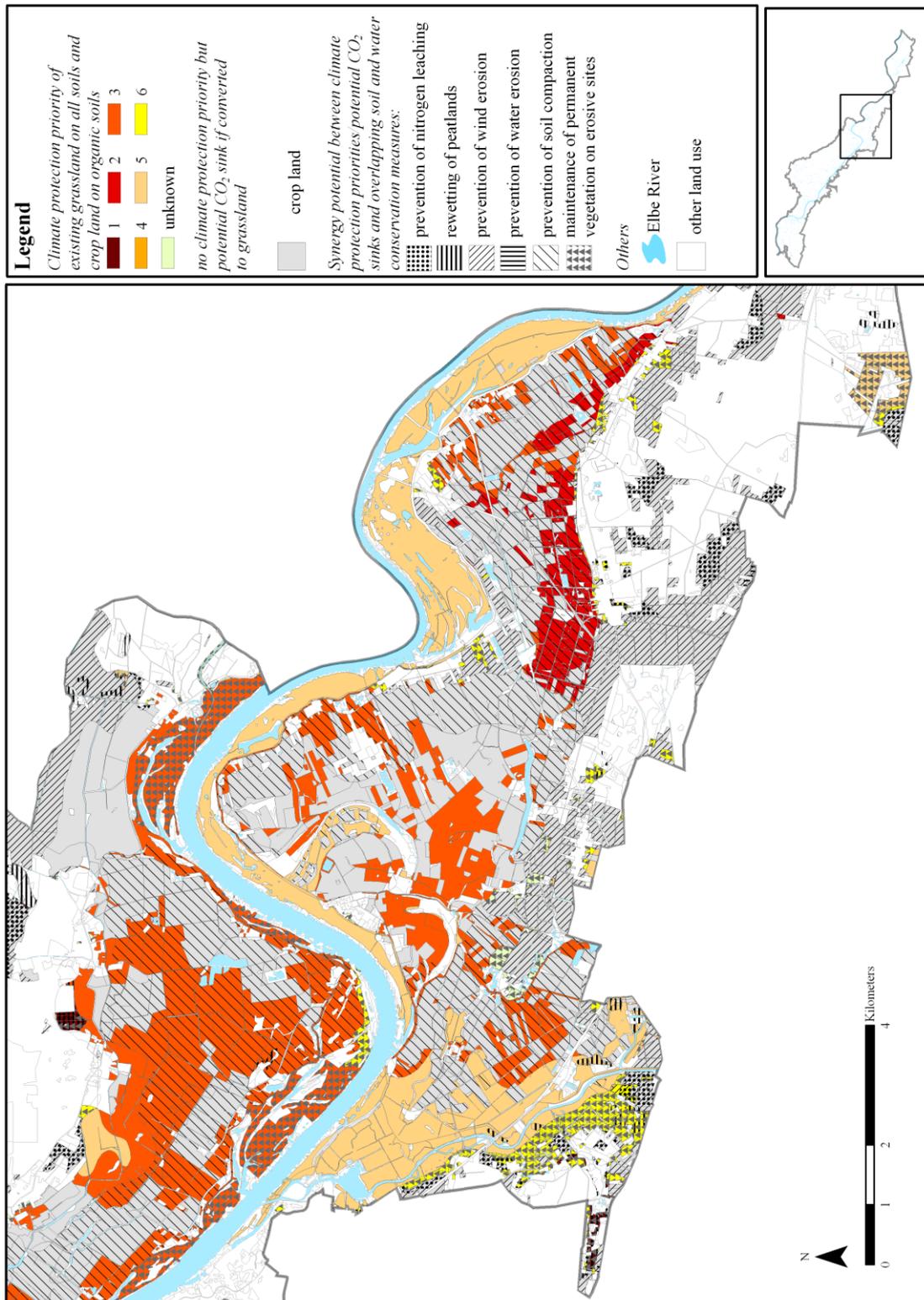
The BR management plan shows target areas for site-specific compliance of agricultural land use with water and soil conservation requirements. These areas are sensitive to soil compaction, erosion, nitrogen leaching or fen mineralisation. The BR management plan proposes alternative or complementary measures for these target areas, for example non-plough tillage, or establishment of grassland on erosive sites. Figure 5 shows the spatial overlap of target areas for soil and water conservation on agricultural land with climate protection priorities. The latter – and consequently also the spatial overlap - are restricted to grassland and

fens because of their high relevance for carbon storage and a respectively high risk of CO<sub>2</sub> emissions from land use change.)

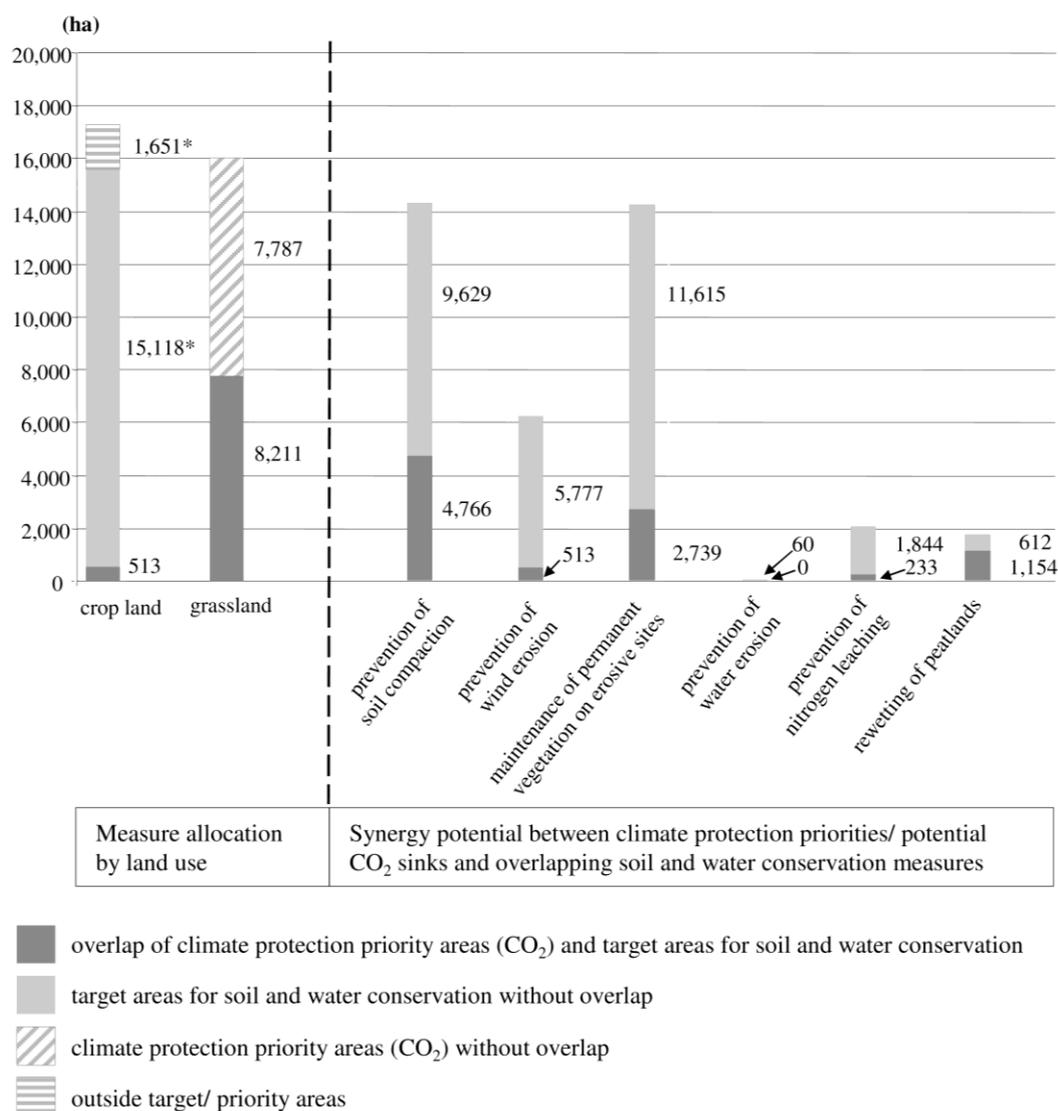
Within this overlap of 8,724 ha, which are ~ 37 percent of the target areas for soil and water conservation on agricultural land (s. figure 6), land use change from grassland into crop land would cause particularly negative impacts on climate as well as on soil and water conservation. Appropriate soil and water related measures comply as well with the requirements of climate protection. However, not all proposed soil and water conservation measures achieve synergies with climate protection. The proposed measures (e.g. against wind erosion, such as non-plough/conservation tillage, windbreak planting) vary considerably in their suitability for GHG mitigation. But none of them causes conflicts.

More specifically, the investigation revealed the following results (s. figure 7):

- Compaction sensitive area that is the largest target area for soil and water conservation (14,395 ha) shows the biggest overlap with climate protection (4,766 ha or 33 percent).
- All crop land sites within climate protection priority 1 (513 ha, fen soils) are vulnerable to wind erosion.
- Only 233 ha (11 percent) of the target area for measures that prevent nitrogen leaching are used as grassland. All grassland with a high risk of nitrogen leaching is located within climate protection priorities 5 and 6 (figure 7, soil types gleysols and podzols).
- Because of methodological differences in classifying soil types, the overlap of priority areas for rewetting of peatland with climate protection priority 1 is not 100 percent as expected but only 65 percent.
- There was no spatial overlap between measures against water erosion (which are recommended on 60 ha) and climate protection priorities.

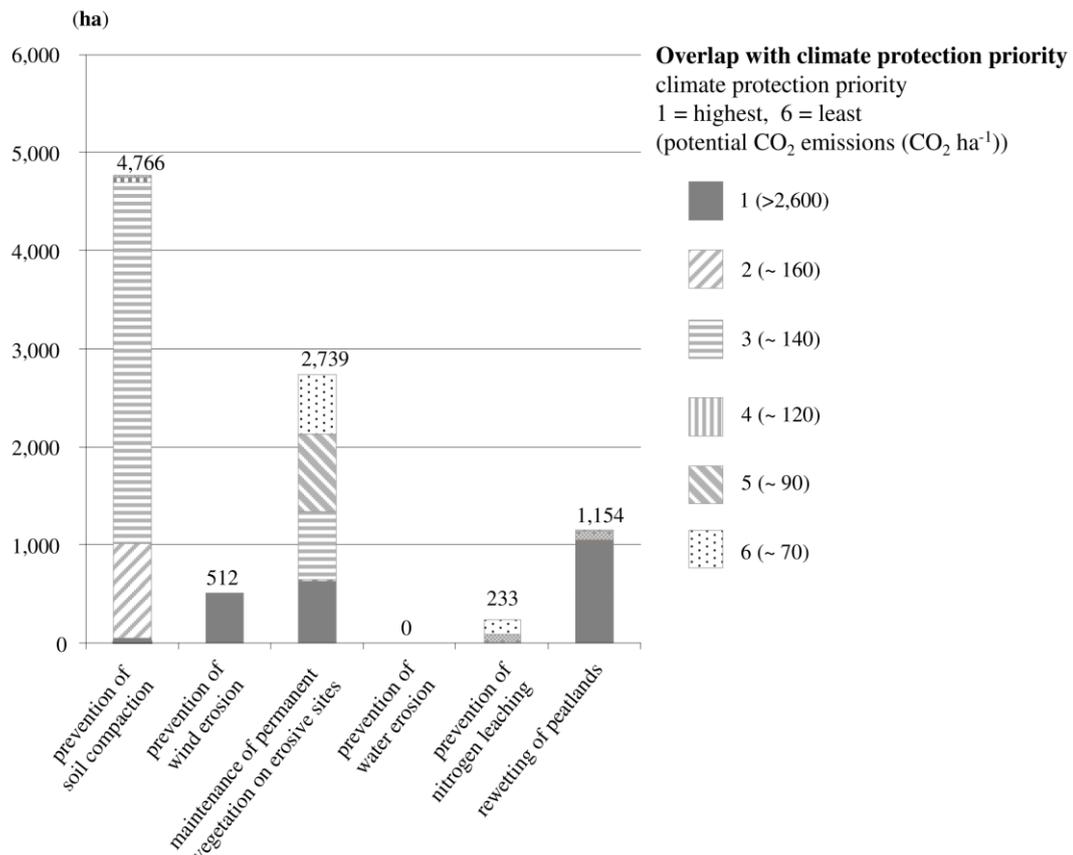


**Figure 5. Potential synergies between soil and water conservation measures\* and the protection of the carbon storage (and sink) function within the BR Elbe Floodplain of Lower Saxony (\* sources: BR management plan, © State Authority for Mining, Energy and Geology)**



**Figure 6. Accounting of target areas for soil and water conservation on agricultural land and their spatial overlap (synergy potential) with climate protection priority areas within the BR Elbe Floodplain of Lower Saxony (restricted to areas relevant for CO<sub>2</sub> emissions)**

**\* no climate protection priority but development potential for CO<sub>2</sub> sink, if converted to grassland**



**Figure 7. Spatial overlap of target areas for soil and water conservation on agricultural land with different climate protection priority areas (restricted to areas relevant for CO<sub>2</sub> emission)**

The results in figure. 6 and 7 show that the general synergies (see table 1) are enhanced or decreased by site-specific conditions. In 45 percent of the climate protection priority areas (1-6), climate protection measures would achieve synergies with soil and water conservation (s. fig. 2).

## 6. Discussion

Due to the growing demand for biomass for energy, foods and feeds, the risk of land use change-related CO<sub>2</sub> emissions is increasing. This situation calls for rapid responses in terms of practical measures and suitable planning approaches. The key findings of the study in this context are:

- The broad array of landscape planning methodologies can be adjusted and expanded to cope with the task of supporting climate protection

- A site-specific risk assessment, which generates quantified results depends on good soil maps
- In general, there is considerable potential for generating synergies between mitigation and other landscape functions

#### Validity of the results for planning purposes

Considerable gaps in knowledge remain that require basic research in order to improve the empirical basis for specific planning methodologies and management proposals. For example, more knowledge is needed about the duration of carbon sequestration, and the development and support of climate-friendly practices of peatland usage (e.g. alder, reed, sphagnum culture) (Höper 2008b).

Our assessment was restricted to CO<sub>2</sub> emissions and did not consider other GHGs. As a rule, when fertilizers are used intensively the amount of GHG emissions will probably be higher than what was calculated for the BR due to additional N<sub>2</sub>O emissions (Flessa et al., 1998; Sehy et al., 2003; Sehy, 2004; Jungkunst et al., 2006; Haaren et al., 2010).

There will always be uncertainty associated with simplified results like the ones presented in this paper. However, the urgent need to mitigate further GHG emissions means that such knowledge gaps and uncertainties must not deter us from integrating climate protection into spatial planning. Instead, landscape planning processes must address these uncertainties by finding transparent ways to communicate uncertainties to decision-makers and citizens. Furthermore, these uncertainties must be weighed against the risk of inactivity.

#### Options for applying and interpreting the results in planning and land use management decisions

The methods used in the case study generated knowledge that the planning authority could use to deduce place-based measures for land use or to identify priority sites that promise the

highest CO<sub>2</sub> savings. Also, the results of the synergy maps (figure. 3 and 5) provide some information for determining priorities for multifunctional measures as well as the process for choosing such measures. The considerable potential for site-specific, multifunctional measures has been demonstrated with the example of climate protection, biodiversity, soil and water conservation. However, some functions need more specialised measures than others. In particular, measures that safeguard or improve biodiversity functions are usually very specific with regard to management and location. Soil and water conservation measures were found to be more flexible with respect to location and management as well as to the number of possible effective alternatives. This is supported by other studies, especially the findings of Rüter 2008. In the case study, it also appears that the effectiveness of CO<sub>2</sub> and land use related climate protection measures is closely related to specific locations. However, the measures themselves are not very detailed (e.g. safeguarding grassland), and thus they are open to specifications, for example by specific biodiversity demands such as restrictions on mowing times for the conservation of grassland birds. These findings cannot yet be generalized, instead they need to be examined more closely in future research, and they should be tested in other locations.

Not all soil and water conservation measures are also suitable for climate protection. Site specific planning is not only necessary for selecting measures according to the priority of the respective landscape functions, but also for optimising synergies that may reduce the costs resulting from segregated measures.

In case not all of the proposed measures can be implemented, the planning authorities must consider how to achieve the highest cumulative effects. If there are conflicting requirements in one location, the planning process must identify the priority requirements. This is determined based on the values of the specific area for the different functions. It is also

relevant whether the objectives can be achieved by alternative measures and whether favourable implementation exist. A decision tree procedure is proposed as a method for effectively identifying such multifunctional measures.

Knowledge about potential synergies helps to evaluate the cost-benefit ratio and may strengthen nature conservation management by stressing its foundation in multiple arguments. For example, grassland conservation not only supports biodiversity but also ground water conservation, soil conservation and climate protection.

The CO<sub>2</sub> accounting for the whole area, including the scenario application, could be used to communicate the summarised effect of many independent, individual decisions. The accounting results provide a basis for decisions about regional emission targets and subsequent controlling or monitoring. This may work even with ordinal scaled results which constitute a monitoring basis, even though the measuring scale is less sensitive. The assessment of the climate protection function can be used to decide how to apply instruments like agri-environment measures, nature reserves or compensation measures in case of land use changes. The estimates could also contribute to the category "Land Use, Land Use Change and Forestry" (LULUCF) in a regional or supra regional carbon trade system. One of the perceived methodological difficulties for including LULUCF in carbon trade systems is the lack of assessment methodologies for estimating greenhouse gas removals and emissions that result from respective activities.

## **7. Conclusions**

Climate protection and mitigation can and should be integrated into landscape and land use planning. The case study shows that the availability of specific soil data facilitates an assessment using estimates, which is sufficient for landscape planning purposes. On this basis landscape planning can appraise the importance of different areas for climate protection and the risks of different land uses, and it can propose preservation, mitigation and compensation

measures that are optimised with other landscape functions. For this purpose, a systematic analysis for identifying synergies is proposed. The classification of measures according to priority and flexibility helps to systematically support decisions about the most effective measures.

Wetlands in particular (organic and mineral soils) should be protected from drainage and tillage operations and peatland should be rewetted, in view of the fact that the effect per hectare seems to be especially pronounced in these cases. Conversion of grassland should be prohibited on all soils with high GWP, with priority given to old grassland. Landscape planning could be used to steer the limited funding to the sites where intervention would be most effective. All in all, landscape planning can be a valuable basis for ecosystem-related climate protection strategies.

- Acknowledgements
- This paper could only be realized with the support of the State Authority for Mining, Energy and Geology of Lower Saxony and the administration of the biosphere reserve Elbe Floodplain of Lower Saxony, who supplied the original data. We particularly thank Dr. Heinrich Höper, Dr.-Ing. Andreas Gensior, Prof. Dr. Jürgen Augustin and Prof. Dr. Jürgen Böttcher for their contributions to the methodological approach.

## REFERENCES

Behm, C., 2008. *Grünlandverluste schreiten beschleunigt voran* [online]. Pressemitteilung Behm, C. (MdB) vom 13. November 2008. Available from: [http://www.cornelia-behm.de/cms/default/dok/257/257613.gruenlandverluste\\_schreiten\\_beschleunigt.html](http://www.cornelia-behm.de/cms/default/dok/257/257613.gruenlandverluste_schreiten_beschleunigt.html) [Accessed 09. November 09].

Biosphärenreservatsverwaltung Niedersächsische Elbtalaue, 2009. *Biosphärenreservatsplan mit integriertem Umweltbericht - Biosphärenreservat „Niedersächsische Elbtalaue*, 2009. Hitzacker: Biosphärenreservatsverwaltung Niedersächsische Elbtalaue

- Byrne, K., et al., 2004. *EU Peatlands – Current Carbon Stocks and Trace Gas Fluxes* [also online]. Christensen, T., Friberg, T., Hrsg., 58 S., [www.carboeurope.org](http://www.carboeurope.org). [Accessed 10. August. 2009].
- Christensen, T.R., et al., 2003. Factors controlling large scale variations in methane emissions from wetlands. *Geophys Res Lett*, 30 (7), 1-4.
- Del Gado, I., et al., 2003. Assessing the impact of land-use change on soil C sequestration in agricultural soils by means of organic matter fractionation and stable C isotopes. *Global Change Biology*, 9, 1204–1213.
- Dolman, A., Verhagen, A. and Rovers, C. (2003): *Global environmental change and land use*. Dordrecht: Kluwer Acad. Publ.
- Drösler, M., 2005. *Trace gas exchange and climatic relevance of bog ecosystems, Southern Germany*[online]. Available from: [http://deposit.d-nb.de/cgi-bin/dokserv?idn=977967735&dok\\_var=d1&dok\\_ext=pdf&filename=977967735.pdf](http://deposit.d-nb.de/cgi-bin/dokserv?idn=977967735&dok_var=d1&dok_ext=pdf&filename=977967735.pdf) [Accessed 11. November. 2009].
- Drösler, M., et al., 2009. Schutz vorhandener Kohlenstoffspeicher: klimafreundliche Moornutzung, *In: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) and Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI) (Eds.), Aktiver Klimaschutz und Anpassung an den Klimawandel*. Braunschweig: Beiträge der Agrar- und Forstwirtschaft, 25–26.
- European Landscape Convention*. Florence 20. October 2000. Available from: <http://conventions.coe.int/Treaty/en/Treaties/Html/176.htm> [Accessed 16. November 2009].
- Flessa, H., et al. (Eds.), 1998. Freisetzung und Verbrauch der klimarelevanten Spurengase N<sub>2</sub>O und CH<sub>4</sub> beim Anbau nachwachsender Rohstoffe. Osnabrück: Zeller, (Initiativen zum Umweltschutz 11).
- Flessa, H., 2009. Klimawandel: Herausforderungen für die Land- und Forstwirtschaft, *In: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV), Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI.) (Eds.), Aktiver Klimaschutz und Anpassung an den Klimawandel*. Braunschweig: Beiträge der Agrar- und Forstwirtschaft, 10–11.
- Freibauer, A., et al., 2009. Das Potential von Wäldern und Mooren für den Klimaschutz in Deutschland auf globaler Ebene. The potential of forests and peatlands to contribute to climate change mitigation in Germany and worldwide. *Natur und Landschaft*, 84 (1), 21–25.
- Gensior, A., Heinemeyer, O., 2006. Weitere detaillierte methodische Beschreibungen für die Quell/Senkenkategorie Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft (5). *In: Umweltbundesamt (UBA) (Ed.), Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar. Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen*. Dessau: UBA, (Climate Change 03/06). 492–526.

- Groot, de R and L. Hein, L.G., 2007. Concept and valuation of landscape functions at different scales."- In: Mander, U., H. Wiggering and K. Helming (eds): *Multi-functional land use: meeting future demands for landscape good and services*, Springer Verlag, Berlin: 15-36.
- Haaren, C. von, Galler, C. and Ott, S., 2008. *Landscape planning. The basis of sustainable landscape development* [online]. Bonn: Bundesamt für Naturschutz. Available from: [http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/landschaftsplanung/landscape\\_planning\\_basis.pdf](http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/landschaftsplanung/landscape_planning_basis.pdf) [Accessed 29. June 2009].
- Haaren, C. v., Saathoff, W., Bodenschatz, T. and Lange, M., 2010. *Der Einfluss veränderter Landnutzungen auf Klimawandel und Biodiversität*. Bonn - Bad Godesberg: Landwirtschaftsverlag.
- Heller, N. and Zavaleta, E., 2009. Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation*, 142 (1), 14–32.
- Höper, H., 2007. Freisetzung von Treibhausgasen aus deutschen Mooren, Emission of greenhouse gases from German peatlands. *TELMA*, (37), 85–116.
- Höper, H., 2008a. Treibhausgasfreisetzung organischer Böden, In: Umweltbundesamt (Ed.), *UBA-Workshop "Böden im Klimawandel - Was tun?!"*. Dessau: UBA, (Texte 25/08), 105–109.
- Höper, H., 2008b. *Emission klimarelevanter Spurengase aus Feuchtgebieten und Ackerökosystemen*, Bundesamt für Naturschutz. Bonn: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit [online]. Available from: [http://www.umwelt.uni-hannover.de/fileadmin/institut/pdf/7\\_Hoeper\\_BfN-BMU-Bonn\\_150308.pdf](http://www.umwelt.uni-hannover.de/fileadmin/institut/pdf/7_Hoeper_BfN-BMU-Bonn_150308.pdf) [Accessed 13. August 2009].
- Höper, H., 2009. Die Rolle von organischen Böden als Kohlenstoffspeicher Bodenschutz im Spannungsfeld von Umwelt- und Naturschutz. Unpublished
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2007. Mitigation of climate change. Contribution of Working Group III to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 1. publ.ed.
- Janssens, I.A., et al., 2005. The carbon budget of terrestrial ecosystems at country-scale – a European case study. *Biogeosciences*, 2 (1), 15–26.
- Jones, M. and Donnelly, A., 2004. Carbon sequestration in temperate grassland ecosystems and the influence of management, climate and elevated CO<sub>2</sub>. *New Phytologist*, 164, 423–439.
- Jungkunst, H.F., et al., 2006. Nitrous oxide emissions from agricultural land use in Germany - a synthesis of available annual field data. *J Plant Nutr Soil Sci*, 169 (3), 341–351.
- Jungmann, S. and Lubrichs, J., 2005. Digitale Biotoptypenkartierung 1:10.000. *Biosphärenreservatsverwaltung: Verwaltungsgrenzen*. entera.

- Laine, J. and Minkinen, K., 1996. Effect of forest drainage on the carbon balance of a mire: A case study. *Scand J Forest Res*, 11 (1), 307–312.
- Langer, H.; Haaren, C. von and Hoppenstedt, A., 1985. Ökologische Landschaftsfunktionen als Planungsgrundlage. Ein Verfahrensansatz zur räumlichen Erfassung. *Landschaft + Stadt*, 1985 (17), 1–9.
- Leech, D. I. and Crick, H. Q. P., 2007. Influence of climate change on the abundance, distribution and phenology of woodland bird species in temperate regions. *Ibis*, 149, 128–145.
- Lindner, M. and Karjalainen, T. 2007. Carbon inventory methods and carbon mitigation potentials of forests in Europe: – a short review of recent progress. *European Journal of Forest Research*, 126, 149–156.
- Neufeldt, H., 2006: *Kohlenstoffinventar der Böden Niedersachsens*. Report to the Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (LBEG). I-17, annex. Unpublished.
- Niedersächsisches Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG), 2007. *Bodenübersichtskarte 1: 50.000 (BÜK 50), sheet L2728, L 2730, L 2732, L 2932, L 2934*. LBEG, Hannover.
- Scheffer, F., et al., 2002. *Lehrbuch der Bodenkunde*. 15. Aufl. Heidelberg: Spektrum Akad. Verl.
- Schulze, E.-D., et al., 2009. Integrated assessment of the European and North Atlantic carbon balance. Key results, policy implications for post 2012 and research needs. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Sehy, U., Ruser, R., and Munch, J.C., 2003. Nitrous oxide fluxes from maize fields: relationship to yield, site-specific fertilization, and soil conditions. *Agr Ecosyst Environ*, 99, 97–111.
- Sehy, U., 2004. *N<sub>2</sub>O-Freisetzungen aus Ackerböden. Der Einfluss der Bewirtschaftung und des Standortes*. München: oekom verlag.
- Stern, N., 2008. The economics of climate change. *The Stern review*, 1. ed., 5. print.ed. Cambridge: Cambridge Univ. Press.
- Tiemeyer, B., Gensior, A. and Freibauer, A., 2009. Verbundprojekt „Organische Böden“. Ermittlung von Methoden, Aktivitätsdaten und Emissionsfaktoren für die Klimaberichterstattung LULUCF/AFOLU In: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) and Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI) (Eds.), *Aktiver Klimaschutz und Anpassung an den Klimawandel*. Braunschweig: Beiträge der Agrar- und Forstwirtschaft, 113–114.
- Wiggering, H.; et al. 2006: Indicators for multifunctional land use - Linking socio-economic requirements with landscape potentials. *Ecol Indic*, 6 (1), 238-249.
- Willemen, L., et al., 2008: Spatial characterization of landscape functions. *Landscape Urban Plan*, 88 (1), 34

## 7. Paper IV: „Farm-level assessment of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions in Lower Saxony and comparison of implementation potentials for mitigation measures in Germany and England“

Verfasst von

Wiebke Saathoff, Christina von Haaren, René Dechow & Andrew Lovett

Erschienen als

Saathoff, Wiebke; Haaren, Christina; Dechow, René; Lovett, Andrew (2013): Farm-level assessment of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions in Lower Saxony and comparison of implementation potentials for mitigation measures in Germany and England. In: *Reg Environ Change* 13 (4), S. 825–841. DOI: 10.1007/s10113-012-0364-8.

## Introduction

Globally, agriculture constitutes 10–12% of Greenhouse Gases (GHG) emissions (IPCC 2007). In Germany agriculture's share is about 12 %, of which a high proportion is caused by land use change (LUC) (Umweltbundesamt 2011). An increased demand for production area has resulted in intensified peatland cultivation (e.g. Janssens et al. 2005) and the conversion of grassland to cropland. These LUCs can result in a significant increase in GHGs. German GHG emissions from peatlands for instance account for 5.1% of the total German GHG emissions (Umweltbundesamt 2011).

Nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) emissions from nitrogen fertilization also contribute significantly to global warming. N<sub>2</sub>O emissions represent about 8% of global GHG (in CO<sub>2</sub> eq.) emissions (Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) 2007), of which more than 75 % are caused by agriculture (Isermann 1994).

These figures illustrate that agricultural land use is a major source of GHGs. In addition, GHG emissions could increase dramatically with future LUCs, especially if grassland is converted to cropland, if land use on peatland soils is intensified, if fallow land returns to crop land or if the amount of forests decreases.

GHG emissions vary greatly according to pressure (according to driving force-pressure-state-impact-response (DPSIR) analysis, s. (European Environment Agency (EEA) 2007) factors and site conditions. In order to enable decision makers to support a climate-friendly land management, information about spatial temporal vulnerabilities for GHG release and options for GHG mitigation has to be provided. Such information is required on several different decision levels. Predictions for CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions according to land use and land use change (LU-LUC) have been carried out at the global (Vleeshouwers and Verhagen 2002; Bouwman 1996), national (Schleupner and Schneider 2010; Leip et al. 2011), regional (Levy et al. 2007) and farm level (Oenema et al. 1998; Viaud et al. 2010). Other approaches are simulations on the landscape level, like the watershed approach (e.g. Garten and Ashwood 2002). For the implementation of agricultural climate protection measures, however, the farm level is the most crucial. Methodologies, which produce results that can be used as a basis for regulation or incentives for farm scale climate protection measures are needed.

Different methodologies to estimate CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from land use and LUC exist; however, not all are suitable planning instruments. Direct measurements and experimental designs (e.g. Flechard et al. 2007; Skiba et al. 1998; Hellebrand et al. 2005; Byrne et al. 2007) are complex, time-consuming, expensive and unsuitable for an implementation oriented land use policy by land use regulations or adapted management incentives. Results from varying measurements (Glatzel and Stahr 2001; Phillips and Beerli 2008) however, may serve as a valuable basis for models, being used to simulate GHG emissions and assess mitigation potential of different land uses and management practices, even on a larger scale.

Models have the advantage that they can appraise effects of interactions between various pressure sources and environmental sensitivities (Jones 2010) for different preferred scenario settings. So far, models are the only instruments to assess long-term effects like climate

change (Jones 2010). Different model types with the capacity to assess LULUC related CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions are discussed in literature (e.g. Smith et al. 1998; Adams et al. 2011; Jones 2010; Viaud et al. 2010). The most preferred prediction tool by decision makers are process-oriented models (Adams et al. 2011; Smith et al. 1998) like DNDC (Giltrap et al. 2010), CENTURY (Parton et al. 1993), PaSim (e.g. Calanca et al. 2007), CESAR (Janssens et al. 2005), Roth C (Coleman et al. 1997), LPJ-DGVM (Zaehle et al. 2007).

Although process-oriented models such as DNDC, CENTURY and RothC are the most commonly applied models to simulate SOM dynamics on farm level (i.e. Viaud et al. 2010, Adams et al. 2011), they are better suited to model carbon cycles on larger scales (Adams et al. 2011). The need for detailed comprehensive data, which is not always available in planning practice and the complexity of such models make them difficult for non-scientists to use.

A similar trend can be noted for N<sub>2</sub>O assessment. Contrary to empirical model approaches, process oriented models, like DNDC (Li 2000) describe processes influencing N<sub>2</sub>O emissions at a spatiotemporal resolution that corresponds to real world dynamics. They are assumed to give a more realistic view on N<sub>2</sub>O fluxes and the conditions that influence them. High input data requirements and the sensitivity to uncertain input data, as shown by Nol et al. (2008), hamper their application for farm and regional N<sub>2</sub>O budget, although the model has been applied to N<sub>2</sub>O emissions on regional scale (Leip et al. 2008, Butterbach-Bahl et al. 2004). Furthermore, the estimation of uncertainties due to inputs and uncertain model structures limits their practical use for regional or farm level model applications.

To enable regional and local planners and decision-makers (e.g. farmers) to estimate potential risks of N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emissions and chances for carbon conservation from land management, more simple approaches are required. On the farm- as on the regional level, empirical models can be an alternative (e.g. Viaud et al. 2010) to process-oriented models since empirical models are less complicated to use. Mander et al. (2010) for instance reviewed empirical data about CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from different land uses on different soil types in a literature study. Sozanska et al. (2002) additionally considered nitrogen input to account for N<sub>2</sub>O emissions from agricultural systems. Phillips and Beerli (2008) directly measured N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> fluxes for six different vegetation zones, using static chamber method. After statistical evaluation, emission results for the different land use soil type combinations were visualized in GIS on regional scale (Mander et al. 2010; Sozanska et al. 2002; Phillips and Beerli 2008).

To account for GHG emissions from agriculture on the farm level, several GHG calculators have been developed in recent years (e.g. CALM; CarbonScope, Footprinter etc., Amani and Schiefer 2012). Although tools like the CALM calculator consider N<sub>2</sub>O emissions from fertilization, there is still a need for more precision by considering regional climatic conditions within N<sub>2</sub>O assessment (Holmes Ling and Metcalve 2008). Calculators accounting for CO<sub>2</sub> mostly do not consider potential emissions from LUC at all, or they do not sufficiently consider soil type characteristics. While CarbonScope for instance compute LUC impact on GHG emissions with rough emission factors, e.g. Tier 1 and 2 approach of the IPCC (CleanMetrics

Corp.), CALM differs only between organic and mineral soils. However, CO<sub>2</sub> emission potentials can vary greatly within organic (Drösler et al. 2011) and mineral soils, as well (Holmes Ling and Metcalve 2008).

At present, in Germany and England the regulation of GHG emissions on the farm scale is limited to and primarily associated with voluntary programs (e.g. the Greenhouse Gas Action Plan in England, (NFU 2011); agri-environmental measures (AEM) in Germany, e.g. (Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung 2012)). Many farmers continue to use cultivation practices that increase pressure on the climate. Strategies must be developed to safeguard greenhouse gas sinks and carbon stocks, and to prevent emissions. These strategies have to be implemented at the farm scale, where the emissions or, as an alternative, where climate protection measures are carried out. A farm-level oriented strategy should take the following into account: (i) -farm information and advice to the farmer, and (ii) regulation and incentives that promote the adoption of appropriate land use systems. Adequate methodologies and knowledge about both components at the farm level are missing. Currently, GHG emission assessment methods in Germany are not adapted to the farm level and are not designed to include farmers and farm advisors in the assessment.

In view of these deficiencies the objectives of the research presented here are:

- To develop methodologies that are capable of generating results which support land use management on farms and funding for farm-level measures that reduce GHG emissions, and
- To develop recommendations for possible measures and ways of controlling land-use related farm GHG emissions, including farm emission management.

## 2. Methodologies

### 2.1 General Approach

The assessment of GHG emissions at the farm scale was based on the calculation of organic carbon stocks in soil on a regional scale (Haaren et al. 2012) and on the modelling of N<sub>2</sub>O emissions on a regional scale (Dechow and Freibauer 2011). The results of the calculations of the climate impact from agricultural land use change and from fertilisation process are expressed in t CO<sub>2</sub> equivalents and, they represent a rough estimation with uncertainties. Emission assessment of LUC is restricted to the GHG CO<sub>2</sub>.

The assessment schemes were developed to be implemented in the GIS-based farm management system MANUELA. The methods were tested on three farms with different site conditions. The potentials of the sites to produce GHG emissions were calculated and the availability of the required data examined. Finally, options to implement CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O mitigation measures for Cross Compliance (CC) regulations and agri-environmental programmes were assessed using the examples of Germany and England.

## 2.2 Study site

While the analysis of implementation options for mitigation measures was carried out for Germany and England, the CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O assessment tools were only applied to three test farms in three different regions of the federal estate of Lower Saxony, Germany. The assessments were made in the course of the research project "Sustainable use of bioenergy: bridging climate protection, nature conservation and society", which focused on Lower Saxony. These regions were selected because of the availability of required project data (e.g. digital data like soil maps and habitat maps etc.) and the willingness of the stakeholders to cooperate with the project group and with each other. Farmers willing to take part in the project were identified by rural district authorities. From the group of interested farmers, farms with different site conditions and different land uses were selected. Thereby, different conflict potentials between farm management and landscape functions (e.g. between peatland cultivation and climate protection) should be represented. The characteristics of the test farms regarding CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O assessment are presented in Table 1.

**Tab. 1: Relevant soil and climate parameters of the test farms to assess CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions.**

<b>Climate relevant management/site conditions</b>	<b>Farm A</b>	<b>Farm B</b>	<b>Farm C</b>
<b>Soil land use-type</b>	fen soil under cropland and permanent grassland, Haplic Gleysols and Podzols under permanent grassland	Set aside land under mineral soil types (non-classified by tab. 3)	fen soil under cropland
<b>Soil texture</b>	Loam, sand, peat, loamy sand, sandy loam	Loam, loamy sand, sandy loam, loamy clay	Loam, loamy sand, clay
<b>Climate conditions</b>			
Precipitation (mm, Sept.-Nov.)	~125	~200	~196
Temperature (°C, Dec.-Feb.)	~2.6	~-1.4	~-1.4

## 2.3 Assessment of CO<sub>2</sub> on the farm scale

The proposed methodological approach is based on the assumptions and requirements that adequate soil data are available, that farmers provide details of their crop rotation and management practices (in particular nutrient inputs) and that the assessment is automated using existing open source software for on-farm environmental management support (MANUELA, in Haaren et al. 2008). The proceeding of the assessment scheme is shown in Table 2.

**Tab. 2: Development, evaluation and adaptation of CO<sub>2</sub> assessment scheme.**

<b>Task</b>	<b>Method</b>
<b>Development of CO<sub>2</sub> assessment scheme</b>	
Accounting parameter for assessment scheme, i.e. soil type specific differences between mean SOC stocks (t C ha <sup>-1</sup> ) of grassland and cropland (for mineral soils)	calculation
Defining potential carbon losses from agricultural peatland management	literature study
Defining of CO <sub>2</sub> values and related management conditions. Translating cardinal into ordinal ranking	literature study, calculation
<b>Evaluation of CO<sub>2</sub> assessment scheme</b>	
Selecting data about SOC differences from LUC from literature and compare them with the NIBIS data	Literature study, calculation, correlation analysis
Checking availability of required input factors, i.e. digital soil maps in different spatial solutions for the study areas	Review of digital soil maps from study sites
Application of assessment scheme to relevant (peatland and grassland) plots of the test farms	GIS-Analysis, calculations
<b>Adaptation of CO<sub>2</sub> assessment scheme</b>	
Definition of parameters newly required or to be adapted resulting from data check and on-farm application of assessment scheme ( <i>preparation for programming</i> )	Interpretation of results

The methodology for assessing CO<sub>2</sub> emissions from land use change or the CO<sub>2</sub> retention capacity if grasslands and peatlands are conserved is based on the estimation of soil organic carbon (SOC) storage in soil types. SOC is calculated for mineral soil types in Lower Saxony according to their different land uses (on the basis of data computed for the soil information system of Lower Saxony – NIBIS, Neufeldt 2006, unpublished, Höper 2009a, unpublished, see also Höper 2009b). The parameters used are: organic carbon content (C org, %), bulk density and the coarse fraction of a soil type layer. Soil organic carbon (SOC) storage is compared for grassland and cropland in order to identify the net CO<sub>2</sub> exchange rate for the conversion of grassland into cropland. The vulnerability of a soil layer was calculated with an assumed maximum ploughing depth of 0.5 m. Results are shown in Table 3.

**Tab. 3: Median and arithmetic mean potential SOC losses ( $t C ha^{-1}$ ) and potential  $CO_2$  emissions**

		Fluvisols*	Anthrosols (plagic, hortig, terric)	Haplic Gleysols	Haplic Luvisols, Alisols	Thionic/Salic Fluvisols	Podzols	Haplic Stagnosols
$SO_{C_{0.5}}$ ( $t C ha^{-1}$ ) grassland	Number (n)	29	2	23	2	60	13	12
	Median-178	112	151	103	85	114	152	106
	Mean, standard deviation (s)	123 ( $\pm 57$ )	151 ( $\pm 13$ )	124 ( $\pm 80$ )	85 ( $\pm 23$ )	120 ( $\pm 44$ )	164 ( $\pm 85$ )	124 ( $\pm 60$ )
$SO_{C_{0.5}}$ ( $t C ha^{-1}$ ) cropland	Number (n)	30	62	14	89	5	45	50
	Median	73	95	97	77	88	133	71
	Mean, standard deviation (s)	79 ( $\pm 28$ )	102 ( $\pm 41$ )	93 ( $\pm 41$ )	75 ( $\pm 22$ )	85 ( $\pm 31$ )	136 ( $\pm 54$ )	77 ( $\pm 27$ )
differences grassland- cropland ( $t C ha^{-1}$ )	Number (n)	29/30	2/62	23/14	2/89	60/5	13/45	12/50
	Difference median	39	56	6	8	26	19	35
	Difference mean	44	49	31	10	35	28	48
$CO_2$ em. ( $t CO_2 ha^{-1}$ ) grassland- cropland	Difference median	144	207	22	30	96	70	130
	Difference mean	163	181	115	37	130	104	178
	Potential $CO_2$ emissions converting grassland to cropland (rounded)	160	180	120	40	130	100	180

The SOC for grassland, cropland, the differences among these land-use types and the derived  $CO_2$  emissions were computed using arithmetic mean. Standard deviation and median were used to detect variance within the data of each soil type.

To prove the credibility of the NIBIS values, they should be compared with values from other studies from temperate climate. No literature data could be identified which reported soil type specific SOC differences between grassland and cropland, similar to the NIBIS data. Instead, land use type specific mean SOC stocks or mean percentile SOC loss rates were reported (Poeplau et al. 2011; Neufeldt 2005; Meersmans et al. 2008; Liebens and VanMolle

2003; Arrouays et al. 2001; Lettens et al. 2005). These studies were compared to the NIBIS data (Table 4).

**Tab. 4: Potential SOC losses (t C ha<sup>-1</sup>) in case of grassland conversion to cropland – soil type specific (NIBIS data) vs. general mean (SOC loss rate (%) applied to soil type specific initial grassland SOC reported in NIBIS data) values. \*According to Höper 2009, unpublished; \*\* chronosequence data from the years 1960, 1990 and 2000; \*\*\* except for Thionic/Salic Fluvisols**

Soil type	NIBIS data*	Arrouays et al. 2001	Lettens et al. 2005/1960**	Lettens et al. 2005/1990**	Lettens et al. 2005/2000**	Liebens and van Molle 2003	Meersmans et al. 2008	Neufeldt 2005	Poeplau et al. 2011
<i>SOC loss rate (%)</i>	-	~39	~29	~40	~36	~43	~25	~37	36
Potential SOC loss (t C ha <sup>-1</sup> )									
Fluvisols***	44	47	36	49	44	52	31	45	44
Anthrosols (plagic, hortic, terric)	31	48	36	49	44	53	32	46	45
Haplic Gleysols	10	33	25	34	30	36	22	31	31
Haplic Luvisols, Alisols	35	46	35	48	43	51	31	44	43
Thionic/Salic Fluvisols	28	63	47	65	59	70	42	60	59
Podzols	48	48	36	49	44	53	32	46	45
Haplic Stagnosols	49	58	44	60	54	64	38	56	54

All of the selected studies represent a range of samplings, either from soil inventories (Lettens et al. 2005; Liebens and VanMolle 2003; Meersmans et al. 2008; Neufeldt 2005) or databases (Arrouays et al. 2001) or from a metastudy of primary studies (Poeplau et al. 2011). Data from Lettens et al. (2005; 2004) stem from long-term chronosequence (1950-2000) in Belgium. To compare data from these studies with the NIBIS data, all literature values were transformed into percentile SOC differences. Sampling depths varied between 0.2 and 1.0 m among the studies. However, since relevant SOC stocks are stored in the very upper soil layer (~5 cm, Six et al. 1999; Lettens et al. 2005) and just few comprehensive reference studies could be identified, none of the studies was excluded from the comparison. The SOC losses reported in the studies ranged from 25 (Meersmans et al. 2008) to 43% (Liebens and VanMolle 2003) of the initial value. For each literature study, SOC losses were computed by applying their loss rates (in %) to the soil type specific grassland SOC storages from the NIBIS. The resulting reference data, SOC loss rates expressed in t C ha<sup>-1</sup>, was then compared with the NIBIS SOC losses for each soil type (Table 3). NIBIS data indicates that SOC losses in a

case of LUC can vary according to the soil type/site characteristics and do not always occur in the same percentage from the initial SOC stock. Thus, comparing site-unspecific mean SOC loss rates from literature with soil type specific values was not expected to result into a significant correlation. This assumption was confirmed by results of a correlation analysis. Applying the literature values to the grassland SOC arithmetic mean of the grassland SOC, correlation results showed correlation coefficients ( $r$ ) between 0.53 and 0.49 with P-values from 0.22 to 0.261. Table 4 shows that there can be a large difference between soil type specific SOC loss rates and mean SOC loss rates. This illustrates the relevance to assess potential SOC loss rates/CO<sub>2</sub> emissions from LULUC according to individual site conditions. Therefore, the considered literature data was not included in our assessment scheme.

The method applied for mineral soils does not consider the different and more complex processes of carbon decomposition in organic soils (e.g. peat shrinking etc.). Thus, potential changes in carbon stocks from the cultivation of organic soils (fen soils and bog soils used for cropland or grassland) are taken from the literature (Höper 2007, 2008). A metric ranked scale shows the range of possible emissions of grassland conversion on mineral soils and cultivation of organic soils (Table 5).

The potential total changes in carbon stocks for mineral and organic soils are expressed as CO<sub>2</sub> emissions in the case of land use change and as prevented CO<sub>2</sub> emissions (t CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>) in the case of grassland and peatland conservation.

Since carbon storage is related to the principle “slow in – fast out”, older grasslands like permanent grasslands are of higher value for carbon sequestration than younger grasslands (Poeplau et al. 2011). To consider this differentiation, permanent grasslands was defined to be five years and older, which is in accordance with the official definition of the Cross Compliance regulation (EG 796/2004), and temporary grasslands are younger than five years.

It was not possible to estimate the risk of CO<sub>2</sub> emissions for all soil types for the data base from Lower Saxony because of a lack of samples with complete, comparable information about all required parameters (land use type, C<sub>org</sub>, bulk density, coarse fraction). If this information is available on farm scale, the risk can be estimated. If respective information is not available, emissions may be estimated using mean soil type unspecific SOC losses from our reference data (e.g. Poeplau et al. 2011). Either way, these values are approximations.

The CO<sub>2</sub> assessment scheme was applied to the three farms (Table 1). The potentials of these sites to produce GHG emissions were calculated and the availability of the required data examined. MANUELA is based on open-source GIS programm, thus the results can be viewed as digital maps.

**Tab. 5: Assessing farm management and soil type related service for CO<sub>2</sub> retention/ risk for CO<sub>2</sub> emission (t CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>) on farm scale. \*Approximate values, data base: Neufeldt unpublished; Höper unpublished; Höper 2007, 2008, 2009; \*\*except for Thionic/Salic Fluvisols**

<b>management conditions</b>	<b>soil type</b>	<b>potential CO<sub>2</sub> emissions(+)/ retention (-), (t CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>)*</b>	<b>scores</b>
Near-natural permanent vegetation cover (mean groundwater level ~ 10 cm under surface level [Drösler et al. 2011])	fen soils	-2600	5
	bog soils	-1700	4
Permanent grassland, permanent fallow land => 5 years	Haplic Stagnosols	-180	2
	Fluvisols**	-160	2
	Thionic/Salic Fluvisols	-130	2
	Haplic Gleysols	-120	2
	Podzols	-100	1
Crop land > 5 years, grassland < 5 years (e.g. rotation grassland, forage grass on fields)	all mineral soils	0	0
Crop land < 5 years, previous land use permanent grassland or permanent fallow land > 5 years	Podzols	+100	-1
	Haplic Gleysols	+120	-2
	Thionic/Salic Fluvisols	+130	-2
	Fluvisols**	+160	-2
	Haplic Stagnosols	+180	-2
Crop land, grassland	bog soils	+1700	-4
Grassland	fen soils	+1700	-4
Crop land	fen soils	+2600	-5

## 2.4 Assessment of N<sub>2</sub>O on the farm scale

We also developed and tested a scheme to estimate the climate relevance of N<sub>2</sub>O emissions from the fertilization of crop land. The development cycle is described in Table 6.

The scheme is based on a statistical model that uses European data sets of measured annual N<sub>2</sub>O emissions of agricultural soils at plot scale. The developed model MODE (described in more detail in Dechow and Freibauer 2011) is a model ensemble consisting of a number of fuzzy decision trees. Each fuzzy decision tree splits the multifactorial domain of definition

into fuzzy sub domains each characterized by a specific annual N<sub>2</sub>O emission. Two models were developed, one for estimating N<sub>2</sub>O emissions on croplands and one to approximate grassland emissions. Models were trained on measured annual N<sub>2</sub>O fluxes on agricultural sites across Europe.

**Tab. 6: Development, evaluation and adaptation of N<sub>2</sub>O assessment scheme.**

<b>Task</b>	<b>Method</b>
<b>Development of N<sub>2</sub>O assessment scheme</b>	
Checking model parameters required to assess N <sub>2</sub> O in MODE and prove their general availability in planning practice	Literature study, interviews (e.g. local authorities, farmers)
Transform assumed unknown parameter, i.e. sand content, into commonly known and available parameter, i.e. soil texture classes	Calculation
Defining benchmarks to rate N <sub>2</sub> O emissions by ordinal scale by calculation potential highest and lowest N <sub>2</sub> O emissions according to crop type	Review of fertilization regulations and recommendations, calculation
Rating calculated potential emissions in an ordinal scale	calculation
<b>Evaluation of N<sub>2</sub>O assessment scheme</b>	
Proving data from test-farms	Review of digital soil maps, interviews with farmers
Application of assessment scheme on test-farms	GIS-analysis, calculations
<b>Adaptation of N<sub>2</sub>O assessment scheme</b>	
Definition of parameters newly required or to be adapted as adaptation requirement of ordinal ranking resulting from data check and on-farm application of assessment scheme ( <i>preparation for programming</i> )	Interpretation of results

The training data was derived from literature reviews. As shown in a range of studies, N availability is only one aspect within a range of key factors influencing direct N<sub>2</sub>O fluxes. In particular, soil moisture (Dobbie and Smith 2003), soil temperature (Conen et al. 2000), the availability of degradable nitrogen, carbon resources, and N<sub>2</sub>O triggering events like freeze thaw cycles and rewetting events (Freibauer et al. 2003) are found to significantly influence seasonal and annual N<sub>2</sub>O budgets. For Europe, several studies emphasized a major impact of natural conditions like soil properties and climate on N<sub>2</sub>O emissions variability (Freibauer et al. 2003; Stehfest and Bouwman 2006; Jungkunst et al. 2006; Lesschen et al. 2011). For instance, Freibauer et al. (2003) derived a set of regression equations that address the huge impact of freeze-thaw cycles on spatial variability of annual N<sub>2</sub>O emissions of European croplands. In this work, sub boreal regions with a high probability of freeze-thaw events are

characterized by higher N<sub>2</sub>O emissions and emission factors (3.3% of applied N) compared to regions of temperate climate (0.2 % of applied N). The findings were confirmed by Jungkunst et al. (2006) who reviewed results from measured direct N<sub>2</sub>O annual emissions of German sites. They found a rather weak relationship between N<sub>2</sub>O and fertilizer input but a high explanation power of regional climate conditions (in contrast, annual N<sub>2</sub>O emissions on grasslands across Europe are strongly driven by land use fertilizer input (Freibauer et al. 2003; Flechard et al. 2007)). Basing on these and other findings, the training data comprises annual N<sub>2</sub>O emissions, management information (fertilization, vegetation), soil properties (texture, soil organic content, total nitrogen content, pH), and seasonal weather (seasonal precipitation and temperature). The final cropland model estimates N<sub>2</sub>O emissions of croplands in dependence on nitrogen fertilization, crop category, soil sand content, precipitation in autumn and mean temperature in winter. Fertilization amount, winter temperature, and pH were found to best describe the variability of annual N<sub>2</sub>O emissions on grassland soils. Considering the uncertainty of model driving data and calibration data (annual N<sub>2</sub>O emissions), Monte Carlo analyses were conducted to derive case sensitive uncertainty estimates.

The models were constrained to assume proportionality between annual N<sub>2</sub>O emission and fertilization. The intercept of this linear relationship represented the background emissions and the slope represented how the emission factors are determined by the remaining driving factors. Thus, tables of background emissions and emission factors (and their uncertainties) for specific environmental conditions could be derived and implemented in a GIS based on-farm environmental management software MANUELA.

In order to adapt and implement MODE into MANUELA, a tool was created which allows the assessment of N<sub>2</sub>O emissions from fertilization processes on farm level. The development of the tool included two main steps: i) transform parameters so they can be easily defined based on the available data by farmers or farm consultants. ii) developing a scoring system to rate the climate relevance of the N<sub>2</sub>O emissions from farmers' fertilization practice.

The parameter "sand content" of the regional model was presumed to be rarely available or known by farmers or consultants. Therefore, it was translated into the more common parameter for the soil unit (sand, clay, loess) using the soil texture classes of the German soil survey manual (Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden 2005). The soil units were correlated with the sand content in the regional model according to their mean sand content, which was previously accounted for the stated ranges of the soil texture classes. The soil units can, at least roughly, be defined by farmers themselves. Furthermore, soil maps, which contain this data, can be purchased from state agencies.

The tool was developed and tested to rate the climate relevance of farming fertilization practice on an ordinal scale. Considering the uncertainties of the results, we chose an ordinal rating scale. As rating baseline the maximum N<sub>2</sub>O emissions were chosen that occur when fertiliser is applied in compliance with good farming practice. The farmer's performance was graded on a scale ranging from -5 to + 5 when it fell below or above the threshold of good farming practice (gfp) compliance. The respective maximum allowed emissions as well as minimum achievable emissions were modelled with MODE for different crops based on the

specific recommendations for crop and soil type made by the Lower Saxony Chamber of Agriculture (Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2010). The maximum allowed emissions were computed adding the maximum allowed nitrogen surplus of 60 kg N ha<sup>-1</sup> according to gfp (Düngeverordnung (DüV) 2007) to the crop specific maximum recommended nitrogen fertilization (Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2010) by consideration of a minimal potential  $N_{\min}$  factor. This resulted in a maximal allowed nitrogen input for broccoli of 355 kg N, if use is made of the surplus of 60 kg N. The minimal allowed nitrogen input is zero kg N, which is applied for fallow. The minimal achievable N<sub>2</sub>O emissions received a score of 5 in the N<sub>2</sub>O assessment tool of MANUELA. The maximal allowed emissions were taken as score 0 (gfp threshold). The range in between was divided through 6, achieving ranges for scores between 0 to 5. Although such high nitrogen surpluses are quite unlikely, the same value distances were used, to derive a negative scale. Thus, the farmer may be sanctioned if he causes N<sub>2</sub>O emissions beyond the gfp threshold.

After the availability of the data was ascertained, the N<sub>2</sub>O emissions on the test farms were assessed by the developed scheme. As for CO<sub>2</sub> assessment, the results were shown in the form of digital maps.

## **2.5 Analysis of control and remuneration mechanisms**

The analysis of implementation options for climate protection on the farm scale was based on a review of EU Cross Compliance (CC) regulations and their national specification, as well as agri-environmental programmes in English and German states. Cross Compliance rules are environmental requirements and other obligations set by the EU. Farmers have to comply with these regulations if they receive direct payments (Council Regulation (EC) No 73/2009 of 19 January 2009). England and Germany are two suitable examples for this analysis. They represent about the EU-average regarding the emphasis on agri-environment measures (AEM) in general (share AEM take of the budget of the second pillar, in von Ruschkowski and Haaren 2008), but they differ as to the targeting of the measures (e.g. Finn et al. 2009). From the beginning of AEM programmes in the UK, spatial targeting was common (e.g. the Environmentally Sensitive Areas (ESAs) programme, the Nitrate Sensitive Areas Scheme (Potter et al. 1993) and later the Higher Level Stewardship. Also in literature about efficiency gains from targeting AEM examples from the UK prevail (e.g. van der Horst 2007, Lobley and Potter 1998, Dobbs and Pretty 2004). By contrast, in Germany the spatially targeted programs are traditionally restricted to the nature conservation/ biodiversity measures, while programs directed to water and soil protection in general are open to any application and only recently started to include targeting components in some federal states. These differences we considered as a good precondition for covering a variety of approaches that can tell us about general starting points for better including climate-oriented AEMs in England and Germany and also other EU countries. The analysis took into account whether climate protection was an explicit objective of CC and AEM. It also considered whether AEMs that target at soil and water protection were useful for the reduction of land use induced GHG emissions.

### 3. On-farm application of the methods

The results of the application of the on-farm application of the CO<sub>2</sub> assessment scheme for the test farms are shown in Table 7.

**Tab. 7: Potential CO<sub>2</sub> emissions if grassland is converted into cropland according to soil types.**

Test Farms	Present CO <sub>2</sub> emissions				Present CO <sub>2</sub> savings			
	land type/ type (ha)	use soil (ha)	t CO <sub>2</sub> ha <sup>-1</sup>	t CO <sub>2</sub> (total)	land type/ type (ha)	use soil (ha)	t CO <sub>2</sub> ha <sup>-1</sup>	t CO <sub>2</sub>
Farm A	2.7 cropland on fen soil	ha	~2,600	~7,000	80 ha grassland on Haplic Gleysols		120	~9,600
	5,4 grassland on fen soil	ha	~1,700	~9,200	36 ha grassland on Podzols		100	~3,600
					5,4 grassland on fen soil	ha	~900	~4,860
<b>total</b>				~16,200				~18,060
Farm B	No classified soil types		Indefinable	Indefinable	No classified soil types		Indefinable	Indefinable
Farm C	24 cropland on fen soil		~2,600	62,400	No grassland		-	-
<b>total</b>				62,400				

The assessed risk for CO<sub>2</sub> emissions respectively the assessed present CO<sub>2</sub> sequestration function of grassland plots was different for the three test farms. Grassland plots of farm B could not be rated, since their soil types are not classified according to Table 5. Farm C, however, has no grassland plots at all. Instead it contains 24 ha fen soils under cropland cultivation. According to the estimations taken from the literature, cropping fen soils can cause CO<sub>2</sub> emissions of ~ 2,600 t CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> (Table 5). Peat layers of the plots on test farm C still have a depth of circa 1.6 m (state 2010), and thus still have a huge capacity for carbon decomposition. For the 24 ha of fen soils under cultivation, management of farm C could lead to CO<sub>2</sub> emissions of more than 62,000 t CO<sub>2</sub> in total (Table 7), if adequate conservation measures are not initiated in time.

Farm A has 93.2 ha of grassland and 2.7 ha of cropland on fen soils. The value of the grassland area for CO<sub>2</sub> retention could be modelled for 62.6 ha while 30.6 ha of the area have soil types which are unclassified. All grassland plots of the farm can be classified as permanent grasslands (> five years) and could thus be rated by the method presented in Table 5. Present CO<sub>2</sub> emissions come from crop land (2.7 ha) and grassland management (5.4 ha) of fen soils. The present risk of CO<sub>2</sub> emissions from crop land on fen soils in total (~ 7,000 t CO<sub>2</sub>) is still smaller than for grassland (~9,200 t CO<sub>2</sub>), since the cultivated grassland area on fen soils is twice as big. The present climate protection service of farm A is estimated to be ~ 18,060 t mitigated CO<sub>2</sub> due to the conservation of the mineral (Haplic Gleysols, Podzols) and organic (fen soils) grassland plots. From this amount, around 4,900 t CO<sub>2</sub> (900 t CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>) can be mitigated by avoiding conversion of fen soil grassland into crop land. This means ~14% of the mitigation potential may be achieved by protecting 4 per cent of the grassland area.

The assessment is based on soil data from state soil maps scale 1: 5,000, which included the information necessary for the CO<sub>2</sub> assessment. The required data which can be contributed on farm level for CO<sub>2</sub> as for N<sub>2</sub>O assessment is listed in Table 8.

**Tab. 8: Required data and potential sources assessing CO<sub>2</sub> emissions from land use change and direct N<sub>2</sub>O emissions from crop land fertilization at the farm level.**

CO <sub>2</sub>		N <sub>2</sub> O	
Required data	Potential source	Required data	Potential source
Land use (position and age of land cover type)	Farmer; alternative habitat mapping or soil maps	Culture	Farmer
Soil type	Soil maps (regional, better local or even farm soil maps)	Amount of applied kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>	Farmer
Groundwater level in peatland soils	Farmer	Soil categories	Soil map (regional, better local or even farm soil maps)
Climate parameters		Precipitation Sept.-Nov. (total)	German Weather Service, farmer
		Temperature Dec.-Febr. (average)	German Weather Service, farmer

N<sub>2</sub>O emissions from 24 fertilized crop land plots of farm B, for instance, varied between 0.41 (culture: cup plant (*Silphium perfoliatum*), fertilization: 30 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>; soil type: sandy loam) and 1.1 (culture: sugar beet (*Beta vulgaris vulgaris*), fertilization: 150 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>, soil type: median sandy loam) t CO<sub>2</sub>eq. ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> under same climate conditions. The results of the ordinal assessment of N<sub>2</sub>O emissions from fertilization practice basing on the fertilisation recom-

recommendations of the Lower Saxony chamber of agriculture (Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2010) did not produce results that sufficiently differentiated land use on the test farms.

## 4. Results of the analysis of control and remuneration mechanisms

The analysis of regulation mechanisms and incentives on an EU level, German national and state scale, and national scale for England revealed that there is little explicit reference to climate protection in Cross Compliance (CC) regulation and agri-environmental measures (AEM). Climate is mentioned as an objective in more recent publication of agricultural authorities (in Germany e.g. Naujoks 2009), but measures were not specified. The AEMs which are predefined on the German federal level focus on soil and water protection. They also get the majority of the German budget for AEMs. Besides not being specified as a climate protection objective, these measures in general are not combined with geographical targeting to the most vulnerable or valuable sites (German Advisory Council on the Environment 2008). This is a severe restriction to the application of a methodology for targeting as described in section 3. Measures for biodiversity are programmed at the state level. They are numerous, more demanding and usually spatially targeted but receive less funding. The regulations of CC and additional national regulations of “good farming practice” (gfp) also do not address climate protection explicitly. Nevertheless, many of the AEMs as well as legal regulations can reduce GHG emissions (see Table 9). This is also acknowledged in the mid-term evaluations of the AEMs in German states, in which the climate protection effects of the programs are assessed (see Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI) n.d.).

A similar situation can be found in England. The measures in the different levels of the Environmental Stewardship scheme focus primarily on supporting farmland biodiversity, archaeology, and soil or water resource protection (Natural England 2010a, 2010b). However, enhancing climate change mitigation is now listed as a supplementary objective. This may result in future alterations to the measures supported (Defra and Natural England 2008). In addition, the previous evaluation of measures to control diffuse water pollution from agriculture has now been extended to include assessment of impacts on GHG emissions (Newell Price et al. 2011). The final version of this document evaluates 83 different measures in terms of their impacts on N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub> (Methane) and CO<sub>2</sub> emissions and the cost-effectiveness of adopting them (Newell Price et al. 2011).

In Germany there are “good farming practice” regulations for nitrogen input, which, in addition to CC obligations, should make farmers reduce their nitrogen surplus balance considerably. However, without control mechanisms, which are restricted to CC control, the implementation is uncertain.

In general, CC requirements appear to be specified in greater detail in England than in Germany. In addition, Nitrate Vulnerable Zones now cover 62% of England. In these zones farm-

ers must observe statutory requirements about the amount and timing of fertiliser applications (Defra 2011) which can also have a positive impact on reducing GHG emissions. In Germany, this instrument of the European Nitrate Directive has not been implemented. Support for agri-environment measures with a climate protection component is still somewhat indirect. However, in the last four years there has been some recognition of their potential role (Defra and Natural England 2008) and some changes to the Environmental Stewardships, which was originally introduced in 2005. Table 9 draws upon the above literature to evaluate the potential climate protection measures.

The compilation in Table 9 shows that many climate protection measures could be funded by agri-environmental programs or are already part of CC/gfp. However, in the case of the more demanding measures the implementation is very weak. This is true for grassland re-establishment or protection. The loss of grassland has exceeded the Cross Compliance limits in some German states (Behm 2011) with the consequence that grassland conversion now has to be permitted by the authorities. However, site specific climate relevant criteria like the CO<sub>2</sub> emission risks of different grasslands are not applied in these cases. As to the funding of the cultivation of permanent crops in Germany, only reforestation is implemented in some states. Again, uptake is low, even in states with a very small share of forests like Schleswig-Holstein (e.g. Bormann 2010). Other measures which can be implemented more easily into farming practise like regulations for Nitrate application have not been examined or adapted concerning the requirements of GHG emission reduction. Climate effective measures like the rewetting of peatlands are not included in AEM programs.

As a consequence, in both countries, the possibilities for stimulating farmers to execute climate protection measures are considerably limited. In particular, existing policy instruments do not appear to guide farmer's decisions effectively or site specifically. Available funds are either not (spatially) targeted to sites with higher emission risk or farmers in such locations are not required to participate in measures. This does not mean agricultural bodies are unaware of the need to mitigate climate change impacts and sponsoring relevant reports or websites (e.g. Charlton et al. 2010; the CLA CALM website) or participating in voluntary initiatives (e.g. the Greenhouse Gas Action Plan in England). However, the issue is lower on the policy agenda than more immediate economic and environmental concerns.

Tab. 9: Climate protection measures at the farm scale and support for implementation.

Climate protection measures*:	Their effect on Greenhouse gas emissions				Climate protection measures as components of AEM in:		Climate protection measures as components of Cross Compliance/national regulations of gfp in:	
	CO <sub>2</sub>	N <sub>2</sub> O	CH <sub>4</sub>	GWP <sub>100</sub>	German states	England	German states	England
<b>Preservation of permanent grassland</b>	↓	↓	↓	↓	Yes	Yes (Higher Level Stewardship supports maintenance of semi-natural or wet grassland)	Mandatory in new Council regulation 2009; some states had to take measures against further loss of grassland. In German gfp regulations implemented for statutory flood zones, areas with high water table	No current requirement on individual farms, but Defra notes the possibility of introducing measures to limit further loss of permanent pasture as part of CC
<b>Establishment of new permanent grassland</b>	↓	↓	↓	↓	Yes, but uptake very low	Yes – support for buffer strips and headlands or arable fields, also reversion to grass		
<b>Prevention of soil compaction</b>		↓	↓	↓	No	Limited – some support for reducing livestock densities and management of maize crops	Good agricultural conditions include prevention of soil protection. However, regulation not specified, only by demanding alternatively either a humus report or a minimum of three crops	CC includes requirements to maintain land in Good Agricultural and Environmental Condition. As part of this farmers must complete a Soil Protection Review which includes

Möglichkeiten der Initiierung einer klima- und naturschutzfreundlichen Landwirtschaft  
gemäß Subsidiaritätsprinzip am Beispiel der Biogasproduktion

Climate protection measures*:	Their effect on Greenhouse gas emissions				Climate protection measures as components of AEM in:		Climate protection measures as components of Cross Compliance/national regulations of gfp in:	
	CO <sub>2</sub>	N <sub>2</sub> O	CH <sub>4</sub>	GWP <sub>100</sub>	German states	England	German states	England
								measures adopted to limit compaction
<b>Cultivation of permanent crops, reforestation</b>	↓	↓	↓	↓	No (with the exception of reforestation in some states (ELER code (ELER-Code 221), however, the uptake was low	No (only in terms of Energy Crops Scheme to support planting of biomass perennials such as Miscanthus and SRC Willow)	No	
<b>Spatially and temporally adapted fertilization</b>	↓	↓		↓	Yes	Yes	No	Aspects of the Soil Protection Review and the Nitrate Vulnerable Zone regulations are relevant. NVZs restrict amount and timing of fertilizer applications across 62% of England
<b>Intertillage/ temporary cover crop and erosion prevention</b>	-	?		?	Yes	Yes (Environmental Stewardship)	Erosion prevention required on sensitive sites	Features in Soil Protection Review

Möglichkeiten der Initiierung einer klima- und naturschutzfreundlichen Landwirtschaft  
gemäß Subsidiaritätsprinzip am Beispiel der Biogasproduktion

Climate protection measures*:	Their effect on Greenhouse gas emissions				Climate protection measures as components of AEM in:		Climate protection measures as components of Cross Compliance/national regulations of gfp in:	
	CO <sub>2</sub>	N <sub>2</sub> O	CH <sub>4</sub>	GWP <sub>100</sub>	German states	England	German states	England
<b>Avoid arable use of organic soils</b>	↓	↓	+	↓	See permanent grassland. Not specifically targeted on organic soils	No, not in terms of specific targeting	No	No
<b>rehydration of peatlands</b>	↓	↓	+	↓	No	There are measures in Higher Level Stewardship to support creation, restoration of wetlands (e.g. fen)	No	No

Legend: ↓ reduction and prevention of GHG emission; + GHG emission increases; ? uncertain; \*On the basis of: Wegener et al. 2006; Boeckx, van Cleemput 2001; Mosier et al. 1997; Tauscher et al. 2003; Stolze et al. 2000; Shepherd et al. 2003; Kamp et al. 2008; Lal 2001; Meyer et al. 2001; Augustin, Joosten 2007; Tietz 2007, 2010; Thomas et al. 2009; Natural England 2010a, 2010b, Rural Payments Agency 2010, 2012

## 5. Discussion

### 5.1 General approach

This study showed that the proposed methods for assessing (potential) CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions proved feasible for application at the farm level if climate and management conditions are identified, soil maps with soil types and soil units are available and a soil type specific estimation of carbon stocks is provided. Respective soil information can also be produced on the farm level (e.g. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung 2004). N<sub>2</sub>O emission risk assessment could be performed for cropland on the basis of information provided by the farmer from farm records. The application of the assessment methods leads to spatially differentiated results, which can be taken as a basis for targeted land use restrictions, remuneration and control. However, the assessment of the implementation mechanisms demonstrates that, until recently, they are not sufficiently targeted to the climate protection objective.

In the following section, the validity of the results, their transferability to other regional contexts and their applicability for implementation of climate protection strategies on farms are discussed.

In general, the assessment methods that were tested in Germany could be applied elsewhere under comparable soil and climate conditions, if the necessary soil data were available. The quantitative results of the CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emission assessment can be considered approximations of the (potential) emissions.

### 5.2 Assessment of CO<sub>2</sub> on the farm scale

The presented method to assess CO<sub>2</sub> emissions relies on mean values for soil organic carbon (SOC) storages of soil types from Lower Saxony. Analysing changes in SOC stocks, soil type was found important to be considered (Lettens et al. 2005). Averaging SOC values just according to land use type (e.g. Guo and Gifford 2002), for instance, includes the risk of false estimation (Lettens et al. 2005). However even taking soil type as an indicator, SOC values can still differ in regional context, because climate-soil interrelations play a significant role for carbon cycle (Vleeshouwers and Verhagen 2002) of which not all have been entirely investigated (Jones 2010). Moreover, the CO<sub>2</sub> assessment depends on sufficient data about soil types. Garten and Wullschleger (1999) reported, that to prove relevant changes in SOC stock within different managements of Switchgras with sufficient significance, extremely large sample sizes (n=4100) were required. Yanai et al. (2003) defined an even higher sample size requirement (n=4700), to detect a 10% C change within forest floor (Lettens et al. 2005). However, data including so many observation samples are rarely available (Lettens et al. 2005), like in our case. For that reason, the findings from the computed NIBIS data still includes a significant amount of uncertainty. The comparison with data from literature implies that there is no significant correlation with the compared studies. This has been expected, because the compared studies reported a single mean value for different soil types. The SOC differences within the NIBIS data, however, show that the amount of the SOC loss differs

according to the soil type. This can be explained by varying potentials to bind and conserve SOC within soil aggregates within different soil conditions (Jones 2010). The large differences between the mean SOC loss rates from the different reference studies (25-43 %, Table 4) may thus also have been caused by varying sample proportions of analyzed site conditions. These facts illustrate the importance of a site-specific assessment of potential CO<sub>2</sub> emissions from LUC.

Transforming the quantitative results into an ordinal scale seems to be more adequate for expressing the uncertainty of the figures. On the other hand, the ordinal scale does not reflect considerable differences in the CO<sub>2</sub> emission potential of different organic and other soil types. Organic soils have a multiplex higher potential than mineral soils, but we also want to differentiate the capacity of mineral soils to reduce GHG emissions between 100 t and 180 t CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>. As a consequence, the metric quantitative ranking is preferred because the different dimensions remain transparent and allow for a better prioritisation of sites where reduction measures are most effective. The CO<sub>2</sub> assessment on the test farms also confirms this. There CO<sub>2</sub> retention service of the plots varied between ~ 100 (Podzols) to ~ 900 t CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (difference between emissions on fen soil grassland and fen soil crop land) potentially mitigated t CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> in case of grassland conservation. In general, these results suffice for deducing management measures which are suitable for emission reduction (see Haaren et al. 2012). Even if the effect of such measures cannot be reliably quantified, their spatial specification would improve targeting implementation mechanisms such as mandatory farming restrictions as well as incentives. So far the quantity and quality of soil type specific data is still poor. Large chronosequential data for SOC like the data from Belgium (Lettenens et al. 2005) is still missing in Germany. Improved validity of the quantitative results could be achieved through more accurate soil maps tailored to the farm scale (e.g. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung 2004), by measuring the actual stock of organic matter in the soil, or finally, by measuring the actual emission in case of land use change. The latter alternative will not be feasible as a standard approach because of the expense of such an analysis. Nevertheless, there are research projects currently in progress that should contribute to current knowledge (e.g. the UK Agricultural GHG Research Platform, <http://www.ghgplatform.org.uk>; German agricultural soil inventory (Bach et al. 2011, joint research project "Organic soils").

### 5.3 Assessment of N<sub>2</sub>O on the farm scale

Adapting management practices can easily reduce N<sub>2</sub>O emissions by 5%, without impacting yields and this seems even to be a conservative estimation (Holmes Ling and Metcalve 2008). Even larger mitigation potential may be included by considering crop type, soil characteristics (Holmes Ling and Metcalve 2008) and climate. The here presented N<sub>2</sub>O assessment tool may help farmers reduce LUC related GHG emissions by supplying information about which management on which site condition results into the lowest potential N<sub>2</sub>O emissions. However, the ten point scale (-5 to +5) which used gfp as a benchmark for rating the climate protection compliance of land use as an indicator for reducing N<sub>2</sub>O emissions did not produce sufficient differentiation on the test farms which could be used as a basis for management or

regulation. This is caused by the high spatial variability of direct N<sub>2</sub>O emissions in response to climate conditions and soil properties across Germany (Freibauer et al. 2003, Jungkunst et al. 2006). Soil and climatic conditions define the amount of N<sub>2</sub>O emitted per applied fertilizer N. Furthermore, the range of possible soil and climatic conditions also control the range of maximum allowed emissions and minimal achievable emissions used to build the ordinal scale. If a site is less vulnerable to N<sub>2</sub>O losses, varying N input may not lead to visible differences when applying the ordinal assessment scale. This fact may explain the extraordinary good rating and lacking variety within the results of the test farms.

Although being less vulnerable to direct N<sub>2</sub>O emissions, this does not imply that fertilizer N input is irrelevant for the GHG budget on the test farms. It has to be recognized that indirect N<sub>2</sub>O emissions caused by run off, leaching and N deposition may contribute significantly to the GHG budget on farm scale. Since this model only considers direct N<sub>2</sub>O emissions, indirect N<sub>2</sub>O emissions would have to be estimated, additionally (particular on vulnerable sites), to gain a more or less representative result. To assess the entire climate effect of nitrogen fertilization, CO<sub>2</sub> emissions related to the fertilizer production process should also be taken into account. By using nationwide maximum possible emission rates for the same land use and land use intensity from MODE as reference, the assessment scheme is adequate to differentiate between mitigation options of some small areas with highest N<sub>2</sub>O emission potential. However, it is not representative for whole Germany. There are two possible ways to improve the assessment scale. First, estimated regional valid (rural district) N<sub>2</sub>O emissions could serve as references to derive the levels of score -5 and 5 of the ordinal scale. This would result in an assessment that is more appropriate to reflect the manageable N<sub>2</sub>O savings under the given climatic conditions and soil properties. Second, levels -5 to 5 of the assessment score could be assessed by using N<sub>2</sub>O emissions that are more representative for the given land use and the area in scope (Lower Saxony or Germany). Given the spatial distribution of N<sub>2</sub>O emissions in the area of scope the mean of N<sub>2</sub>O emissions would be more adequate to rate N<sub>2</sub>O savings or losses of a site. However, under methodological considerations, the specification of gfp criterion nutrient input based on the recommendations of the Lower Saxony chamber of agriculture may also have been problematic. These recommendations are primarily oriented towards optimal crop production and unsuitable as a minimum standard for climate-proof farming. Remuneration should be reserved for services which promote GHG mitigation or sinks or help preserve relevant storages. Thus, a result (impact) oriented approach appears to be more plausible than an action oriented approach. Generating an assessment scale that relates N<sub>2</sub>O emissions (N<sub>2</sub>O savings) to value creation would be an alternative. In this way the benefits achieved by reduced fertilizer applications would be comparable with GHG savings in other economic sectors. In current remuneration schemes, the action oriented approach prevails. In this approach pressure parameters (land use) are indicators for environmental improvements. Result oriented approaches, i.e. payments for ecosystem services have been proposed as efficient regulation mechanisms for other services, such as the improvement of biodiversity or water quality (Haaren et al. 2012). This may also be suggested for the objective of providing climate protection services.

#### 5.4 Analysis of control and remuneration mechanisms

The analysis of the implementation mechanisms in England and Germany suggested that up to now they do not sufficiently target the climate protection objective. However, they provide land use controls or agri-environment measures that can support climate protection as a by-product of other objectives. The place-based GHG assessment on a farm scale makes a targeted strategy of land used related climate protection possible. Implementation mechanisms for climate protection, such as control and remuneration, can be concentrated on sites with the highest (potential) emissions. However, in order to use such implementation mechanisms, the application of measures and funding must be spatially targeted to the sites where emission prevention or reduction will have a relevant effect. With the approach proposed here, this must not necessarily result in predefined spatial target zones. It would be also possible, that the farmer supports his application for funding with an assessment of the GHG safeguarding or reduction potential. The present schemes in England as well as in Germany are still substantially underdeveloped in respect to such targeting mechanisms.

### 6. Conclusion

An efficient, targeted implementation of climate protection on the farm scale is feasible on the basis of official soil maps and farm records. A rough assessment of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions is currently possible at the farm scale. The necessary soil data is available in some German states and can be generated with moderate expenditure. They should be provided for intensively farmed regions all over Europe. Several inventories in Europe aim to improve the description of spatially distributed soil properties (German agricultural soil inventory, Bach et al. 2011, joint research project "Organic soils"). Usually a standard carbon stock estimation is required, which is calculated for different soil types (and for different biogeographic regions), possibly by state agencies.

As to the methodology of assessing and rating N<sub>2</sub>O emissions on farm scale, further research is necessary. It should be examined with a large number of test farms whether a wider spectrum of soil and climate types which lead to a differentiation of results which could be used for spatial targeting of management measures. Also, it has to be further examined whether the official fertilisation recommendations are suitable as a basis for calculating the reference point zero of an assessment-scale.

An on-farm assessment system like MANUELA, which provides a standardised method for the required assessments would be a good precondition for the inclusion of GHG emission information into targeted agri-environmental programmes or other state driven implementation mechanisms. Both CC regulations and AEM programs could, and should, be enhanced for effective climate protection. A general desideratum would be better spatial targeting of the remuneration to areas which promise the best outcomes. In addition, result oriented remuneration schemes are recommended in the context of an efficient strategy for reducing land use induced GHG emissions. A farm-based system like MANUELA would also offer possibilities to support the identification of the target areas at the farm scale as well as the monitoring of land use and the outcome and success of AEM funding.

Considering the dimensions and the big differences in (potential) GHG emissions according to the site, the climatic zone as well as the crop and nutrient management, it is obvious that the politics of climate protection in agriculture should be twofold. On the one hand the allocation instruments like AEM and CC should be spatially optimized. For this purpose, site (type) specific regulations, restriction of AEMs to certain areas or output oriented remuneration are adequate instruments. On the other hand, other options besides public regulation and funding mechanisms for fostering climate protection services by farmers should be considered. The capacity of the public households to pay farmers for services seems to be limited. Moreover, farmers seldom comply voluntarily with AEMs beyond economic thresholds. The private reward of respective services could bridge the regulation gap between the responsible producer and public support (Bastianoni et al. 2004). Ways should be found, e.g. in the case of N-intensive crops with a high product profitability per hectare, to integrate the external cost of the production into the commercial product price. In these cases, AEMs will not be financially attractive and there is no incentive for the farmer to change the crop or to reduce N application. A levy on GHG-emissions, including land use into emission trade or the voluntary commitment of food producers seem to be suitable approaches. For example, food producing companies could pay higher producer prices for climate-friendly farm products. Supermarkets who want to promote their green image will increasingly want to document the carbon footprint of products, especially if some consumers will pay a premium for it. On-farm accounting that use GHG assessment tools of farm environmental management systems like MANUELA would support transparency in such valorisation of ecosystem services in commercial products.

### **Acknowledgments**

The authors thank the farmers of the three test farms mentioned in this study for their participation. The Ministry for Science and Culture of Lower Saxony owes particularly gratitude for the funding of our research in the cause of the project “Sustainable use of bioenergy: bridging climate protection, nature conservation and society”. We also thank Heinrich Höper from the Lower Saxony Office for Mining, Energy and Geology (Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, LBEG) for the supply of the soil type specific data.

### **References**

Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden (2005) Bodenkundliche Kartieranleitung, 5th edn. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in Zusammenarbeit mit den Staatlichen Geologischen Diensten, Hannover

Adams M, Crawford J, Field D, Henakaarchchi N, Jenkins M, McBratney A, Remy Courcelles V de, Singh K, Stockmann U, Wheeler I (2011) Managing the soil-plant system to mitigate atmospheric CO<sub>2</sub>. Discussion paper for the Soil Carbon Sequestration Summit January 31-February 2 2011. [http://ussc.edu.au/s/media/docs/other/Science\\_Review\\_Paper.pdf](http://ussc.edu.au/s/media/docs/other/Science_Review_Paper.pdf). Accessed 11 Jun 2012

- Amani P, Schiefer G (2012) Data Availability for Carbon Calculators in Measuring GHG Emissions Produced by the Food Sector. *Int. J. Food Syst. Dyn.* 2(4): 392–407
- Arrouays D, Deslais W, Bateau V (2001) The carbon content of topsoil and its geographical distribution in France. *Soil Use Manag.* 17(1): 7–11. doi: 10.1111/j.1475-2743.2001.tb00002.x
- Augustin J, Joosten H (2007) Peatland rewetting and the greenhouse effect. *IMCG Newsletter* 3: 29–30
- Bach M, Freibauer A, Siebner C, Flessa H (2011) The German Agricultural Soil Inventory: sampling design for a representative assessment of soil organic carbon stocks. [Procedia Environmental Sciences](#) 7/2011. *Spatial Statistics 2011: Mapp. Glob. Chang.:* 323–328
- Bastianoni S, Pulselli FM, Tiezzi E (2004) The problem of assigning responsibility for greenhouse gas emissions. *Ecol. Econ.* 49: 253–257
- Behm C (2011) Grünlandfläche nimmt in Deutschland weiter ab. Grünland-Erhaltungsverordnungen wirken, aber keine Entwarnung möglich. [http://www.cornelia-behm.de/cms/presse/dok/372/372285.gruenlandflaeche\\_nimmt\\_in\\_deutschland\\_we.html](http://www.cornelia-behm.de/cms/presse/dok/372/372285.gruenlandflaeche_nimmt_in_deutschland_we.html). Accessed 22 Apr 2011
- Boeckx P, v Cleemput O (2001) Estimates of N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> fluxes from agricultural land in various regions of Europe. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 60: 35–47
- Bormann K (2010) Halbzeitbewertung des ZPLR. Teil II - Kapitel 12. Forstliche Förderung im Schwerpunkt 2 ; Erstaufforstung landwirtschaftlicher Flächen (ELER-Code 221) ; Beihilfen für nichtproduktive Investitionen (ELER-Code 227). In: Grajewski R, Forstner B, Bormann K, Horlitz T (eds) Halbzeitbewertung des ZPLR Schleswig-Holstein im Rahmen der 7-Länder-Bewertung. Zukunftsprogramm ländlicher Raum 2007-2013. Plan des Landes Nordrhein-Westfalen zur Entwicklung des ländlichen Raums 2007-2013, Braunschweig
- Bouwman AF (1996) Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 46(1): 53–70. doi: 10.1007/BF00210224
- Butterbach-Bahl K, Kesik M, Miehle P, Papen H, Li C (2004) Quantifying the regional source strength of N-trace gases across agricultural and forest ecosystems with process based models. *Plant Soil* 260 (1/2): 311–329. doi: 10.1023/B:PLSO.0000030186.81212.fb
- Byrne KA, Kiely G, Leahy P (2007) Carbon sequestration determined using farm scale carbon balance and eddy covariance. *Agric. Ecosyst. Environ.* 121(4): 357–364. doi: 10.1016/j.agee.2006.11.015
- Calanca P, Vuichard N, Campbell C, Viovy N, Cozic A, Fuhrer J, Soussana J (2007) Simulating the fluxes of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O in European grasslands with the Pasture Simulation Model (PaSim). *Agric. Ecosyst. Environ.* 121
- Charlton MB, Bailey A, Arnell N (2010) Water for Agriculture. Implications for Future Policy and Practice. Reviewing and modelling the impacts of climate change on future food production, Royal Agricultural Society of England. <http://www.rase.org.uk>. Accessed January 2012

- CleanMetrics Corp. LCI Methodology and Data Sources. [http://www.cleanmetrics.com/html/lci\\_methodology.htm](http://www.cleanmetrics.com/html/lci_methodology.htm). Accessed 14 Jun 2012
- Coleman K, Jenkinson D, Crocker G, Grace P, Klír J, Körschens M, Poulton P, Richter D (1997) Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using RothC-26.3. *Geoderma* 81(1-2): 29–44. doi: 10.1016/S0016-7061(97)00079-7
- Conen F, Dobbie KE, Smith KA (2000) Predicting N<sub>2</sub>O emissions from agricultural land through related soil parameters. *Global Change Biol* 6(4): 417–426. doi: 10.1046/j.1365-2486.2000.00319.x
- Dechow R, Freibauer A (2011) Assessment of German nitrous oxide emissions using empirical modelling approaches. *Nutr Cycl Agroecosyst* 91(3):235–254. doi: 10.1007/s10705-011-9458-9
- Defra 2011 Nitrate Vulnerable Zones. <http://www.defra.gov.uk/food-farm/land-manage/nitrates-watercourses/nitrates/>. Accessed January 2012
- Defra and Natural England (2008) Environmental Stewardship. Review of Progress. PB 13076, Department for the Environment, Food and Rural Affairs, London
- Dobbie KE, Smith KA (2003) Nitrous oxide emission factors for agricultural soils in Great Britain: the impact of soil water-filled pore space and other controlling variables. *Glob. Chang. Biol.* 9(2): 204–218. doi: 10.1046/j.1365-2486.2003.00563.x
- Dobbs TL, Pretty JN (2004) Agri-Environmental Stewardship Schemes and "Multifunctionality". *Rev. Agric. Econ.* 26(2): 220–237. doi: 10.1111/j.1467-9353.2004.00172.x
- Drösler M, Freibauer A, Adelman 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 aus dem BMBF-Verbundprojekt „Klimaschutz - Moornutzungsstrategien“ 2006-2010. Arbeitsberichte aus dem vTI-Institut für Agrarrelevante Klimaforschung, 04/2011. vTI, Braunschweig, Berlin, Freising, Jena, Münchenberg, Wien
- Düngeverordnung (DüV), 27th february 2007 (BGBl. I S. 221), most recent amendment by article 5 para. 36 on 24th february 2012 (BGBl. I S. 212)
- European Community (EC, 2004) Commission Regulation (EC) No 796/2004 of 21 April 2004
- European Community (EC, 2009) Commission Regulation (EC) No 73/2009 of 19 January 2009
- European Environment Agency (EEA) (2007) The DPSIR framework used by the EEA. [http://root-devel.ew.eea.europa.eu/ia2dec/knowledge\\_base/Frameworks/doc101182](http://root-devel.ew.eea.europa.eu/ia2dec/knowledge_base/Frameworks/doc101182). Accessed 05 May 2011
- Finn JA, Bartolini F, Bourke D, Kurz I, Viaggi D (2009) Ex post environmental evaluation of agri-environment schemes using experts' judgements and multicriteria analysis. *J. Environ. Plan. Manag.* 52(5): 717–737. doi: 10.1080/09640560902958438

Flechard C, Ambus P, Skiba U, Rees R, Hensen A, van Amstel A, van den Pol-van Dasselaar A, Soussana J, Jones M, Clifton-Brown J, Raschi A, Horvath L, Neftel A, Jocher M, Ammann C, Leifeld J, Fuhrer J, Calanca P, Thalman E, Pilegaard K, Di Marco C, Campbell C, Nemitz E, Hargreaves K, Levy P, Ball B, Jones S, van Bulk W de, Groot T, Blom M, Domingues R, Kasper G, Allard V, Ceschia E, Cellier P, Laville P, Henault C, Bizouard F, Abdalla M, Williams M, Baronti S, Berretti F, Grosz B (2007) Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe. *Agric. Ecosyst. Environ.* 121(1-2): 135–152

Freibauer A et al. (2003) Controls and models for estimating direct nitrous oxide emissions from temperate and sub-boreal agricultural mineral soils in Europe. *Biogeochem.* 63: 93-115.

Garten CT, JR., Ashwood TL (2002) Landscape level differences in soil carbon and nitrogen: Implications for soil carbon sequestration. *Glob. Biogeochem. Cycles* 16(4): 1114. doi: 10.1029/2002GB001918

Garten CT, Wulschleger SD (1999) Soil Carbon Inventories under a Bioenergy Crop (Switchgrass): Measurement Limitations. *J. Environ. Qual.* 28(4): 1359. doi: 10.2134/jeq1999.00472425002800040041x

German Advisory Council on the Environment (2008) Environmental Report 2008. Environmental protection in the shadow of climate change

Giltrap DL, Li C, Saggat S (2010) DNDC: A process-based model of greenhouse gas fluxes from agricultural soils. *Agric. Ecosyst. Environ.* 136(3-4): 292–300. doi: 10.1016/j.agee.2009.06.014

Glatzel S, Stahr K (2001) Methane and nitrous oxide exchange in differently fertilised grassland in southern Germany. *Plant Soil* 231: 21-35.

Guo LB, Gifford RM (2002) Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Glob. Chang. Biol.* 8(4): 345–360. doi: 10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x

Haaren Cv, Hülsbergen K, Hachmann R (2008) Naturschutz im landwirtschaftlichen Betriebsmanagement. EDV-Systeme zur Unterstützung der Erfassung, Bewertung und Konzeption von Naturschutzleistungen landwirtschaftlicher Betriebe. Ibidem-Verl., Stuttgart

Haaren Cv, Saathoff W, Galler C (2012) Integrating climate protection and mitigation functions with other landscape functions in rural areas: a landscape planning approach. *Journal of Environmental Planning and Management* 55(1):59–76. doi: 10.1080/09640568.2011.580558

Hellebrand HJ, Scholz V, Kern J, Kavdir Y (2005) N<sub>2</sub>O Release During Cultivation of Energy Crops. *Agrartech. Forsch.* 11(5): E 114-E 124

Holmes Ling P, Metcalve P Natural England Carbon Baseline Survey Project. Contract no. FST20-63-025. [http://s3.amazonaws.com/zanran\\_storage/www.naturalengland.org.uk/ContentPages/18412107.pdf](http://s3.amazonaws.com/zanran_storage/www.naturalengland.org.uk/ContentPages/18412107.pdf). Accessed 14 Jun 2012

Höper H (2009a) C-Vorräte. Vergleich A-G nach Bodenklasse. Unpublished

Höper H (2009b) Die Rolle von organischen Böden als Kohlenstoffspeicher. NNA-Berichte 2009 (1): 91–97

Höper H (2008) Treibhausgasfreisetzung organischer Böden. In: Umweltbundesamt (ed.) UBA-Workshop "Böden im Klimawandel - Was tun?!", am 22./23. Januar 2008. UBA (Texte, 25/08), Dessau, pp 105–109

Höper H (2007) Freisetzung von Treibhausgasen aus deutschen Mooren. Emission of greenhouse gases from German peatlands. TELMA 37: 85–116

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2007) Mitigation of climate change. Contribution of Working Group III to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 1. publ. Cambridge Univ. Pr., Cambridge, Mass.

Isermann K (1994) Agriculture's share in the emission of trace gases affecting the climate and some cause-oriented proposals for sufficiently reducing this share. Environ. Pollut. 83(1–2): 95–111. doi: 10.1016/0269-7491(94)90027-2

Janssens IA, Freibauer A, Schlamadinger B, Ceulemans R, Ciais P, Dolman AJ, Heimann M (2005) The carbon budget of terrestrial ecosystems at country-scale – a European case study. Biogeosci. 2(1): 15–26

Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI) 7-Länder-Bewertung, Bewertung von ländlichen Entwicklungsprogrammen der Bundesländer Hessen, Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen/Bremen, Schleswig-Holstein, Hamburg und Mecklenburg-Vorpommern 2007-2013. Einzeldarstellung des Projektes. <http://www.vti.bund.de/de/startseite/institute/lr/projekte/laufende-projekte/7-laender-bewertung.html>. Accessed 27 Jun 2012

Jones MB (2010) Potential for carbon sequestration in temperate grassland soils. In: Abber-ton M (ed) Grassland carbon sequestration. Management, policy and economics : Proceedings of the Workshop on the Role of Grassland Carbon Sequestration in the Mitigation of Climate Change, Rome, April 2009. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, pp 1–18

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. J. Plant Nutr. Soil Sci. 169(3): 341–351. doi: 10.1002/jpln.200521954

Kamp T, Choudhury K, Ruser R, Hera U, Rötzer T (2008) Anpassungsstrategien bei Bodennutzungssystemen an den Klimawandel. F&E Vorhaben im Auftrag des Umweltbundesamtes (FKZ 20671202). – Dessau. Unpublished

Lal R (2001) Soils and the greenhouse effect. In: Lal R (ed.) Soil Carbon Sequestration and the Greenhouse Effect 57. Madison - USA, pp 1–8

Landwirtschaftskammer Niedersachsen (2010) Empfehlungen zur Stickstoffdüngung nach der N min –Methode. <http://www.lwk-niedersachsen.de/download.cfm/file/341,7d961066-237d-eebf-5e8530e4811b95d9~pdf.html>. Accessed 9 January 2012

- Leip A, Busto M, Winiwarter W (2011) Developing spatially stratified N<sub>2</sub>O emission factors for Europe. *Environ. Poll.* 159(11): 3223–3232. doi: 10.1016/j.envpol.2010.11.024
- Leip A, Marchi G, Koeble R, Kempen M, Britz W, Li C (2008) Linking an economic model for European agriculture with a mechanistic model to estimate nitrogen and carbon losses from arable soils in Europe. *Biogeosci.* 5(1): 73–94. doi: 10.5194/bg-5-73-2008
- Lesschen JP, Velthof GL, Vries W de, Kros J (2011) Differentiation of nitrous oxide emission factors for agricultural soils. *Environ. Poll.* 159(11): 3215–3222. doi: 10.1016/j.envpol.2011.04.001
- Lettens S, van Orshoven J, van Wesemael B, Muys B (2004) Soil organic and inorganic carbon contents of landscape units in Belgium derived using data from 1950 to 1970. *Soil Use and Management* 20(1): 40–47. doi: 10.1111/j.1475-2743.2004.tb00335.x
- Lettens S, van Orshoven Jo, van Wesemael Ba, Muys B, Perrin D (2005) Soil organic carbon changes in landscape units of Belgium between 1960 and 2000 with reference to 1990. *Global Change Biology* 11(12): 2128–2140. doi: 10.1111/j.1365-2486.2005.001074.x
- Levy P, Mobbs D, Jones S, Milne R, Campbell C, Sutton M (2007) Simulation of fluxes of greenhouse gases from European grasslands using the DNDC model. *Agric. Ecosyst. Environ.* 121
- Li CS (2000) Modeling Trace Gas Emissions from Agricultural Ecosystems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 58(1): 259–276. doi: 10.1023/A:1009859006242
- Liebens J, VanMolle M (2003) Influence of estimation procedure on soil organic carbon stock assessment in Flanders, Belgium. *Soil Use Manag.* 19(4): 364–371. doi: 10.1111/j.1475-2743.2003.tb00327.x
- Lobley M, Potter C (1998) Environmental Stewardship in UK agriculture: A comparison of the environmentally sensitive area programme and the Countryside Stewardship Scheme in South East England. *Geoforum* 29(4): 413–432. doi: 10.1016/S0016-7185(98)00019-0
- Mander Ü, Uuemaa E, Kull A, Kanal A, Maddison M, Soosaar K, Salm J-O, Lesta M, Hansen R, Kuller R, Harding A, Augustin J (2010) Assessment of methane and nitrous oxide fluxes in rural landscapes. *Landscape Urban Plan.* 98: 172–181.
- Meersmans J, Ridder F de, Canters F, Baets S de, van Molle M (2008) A multiple regression approach to assess the spatial distribution of Soil Organic Carbon (SOC) at the regional scale (Flanders, Belgium). *Geoderma* 143(1-2): 1–13. doi: 10.1016/j.geoderma.2007.08.025
- Meyer K, Höper H, Blankenburg J (2001) Spurengashaushalt und Klimabilanz bei Vernässung. In: Kratz R., Pfadenhauer J (ed.) *Ökosystemmanagement für Niedermoore. Strategien und Verfahren zur Renaturierung.* Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart (Hohenheim), pp 104–110
- Mosier AR, Parton WJ, Valentine DW, Ojima DS, Schimel DS, Heinemeyer O (1997) CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O fluxes in Colorado shortgrass steppe. 2. Long-Term Impact of Land Use Change. *Glob. Biogeochem. Cycles* 11: 29–42

Natural England (2010a) Entry Level Stewardship. Environmental Stewardship Handbook Third Edition – February 2010. <http://www.naturalengland.org.uk>. Accessed January 2012

Natural England (2010b) Higher Level Stewardship. Environmental Stewardship Handbook Third Edition – February 2010. <http://www.naturalengland.org.uk>. Accessed January 2012

Naujoks K (2009) Agrarumweltmaßnahmen auch für Ackerflächen. *Natur in NRW* 34(3): 17–19

Neufeldt H (2005) Carbon stocks and sequestration potentials of agricultural soils in the federal state of Baden-Württemberg, SW Germany. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 168(2): 202–211

Neufeldt, H. (2006) Kohlenstoffinventar der Böden Niedersachsens. Report to the Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (LBEG). I–17, annex. Unpublished

Newell Price JP, Harris D, Taylor M, Williams JR, Anthony SG, Duethmann D, Gooday RD, Lord EI, Chambers BJ, Chadwick DR, Misselbrook TH (2011) An Inventory of Mitigation Methods and Guide to their Effects on Diffuse Water Pollution, Greenhouse Gas Emissions and Ammonia Emissions from Agriculture. Report prepared as part of Defra Project WQ0106, ADAS and Rothamsted Research North Wyke

NFU (2011) GHG emissions. agriculture's action plan. <http://www.nfuonline.com/ghgap/>. Accessed June 2012

Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (2004) Digitale Hofbodenkarte. Arbeitshefte Boden 2004 (5). Schweizerbart, Stuttgart

Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung (2012) Bo. Klimaschonende Grünlandbewirtschaftung der gesamten Dauergrünlandflächen eines Betriebes. [http://www.ml.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation\\_id=1544&article\\_id=5306&\\_psmand=7](http://www.ml.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=1544&article_id=5306&_psmand=7). Accessed 27 Jun 2012

Nol L, Verburg PH, Heuvelink GBM, Molenaar K (2008) Effect of Land Cover Data on Nitrous Oxide Inventory in Fen Meadows. *J. Environ. Qual.* 37(3): 1209–1219. doi: 10.2134/jeq2007.0438

Oenema O, Gebauer G, Rodriguez M, Sapek A, Jarvis S, Corré W, Yamulki S (1998) Controlling nitrous oxide emissions from grassland livestock production systems. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 52(2/3): 141–149. doi: 10.1023/A:1009732226587

Parton WJ, Scurlock JMO, Ojima DS, Gilmanov TG, Scholes RJ, Schimel DS, Kirchner T, Menaut J, Seastedt T, Garcia Moya E, Kamnalrut A, Kinyamario JI (1993) Observations and modeling of biomass and soil organic matter dynamics for the grassland biome worldwide. *Glob. Biogeochem. Cycles* 7(4): 785–809. doi: 10.1029/93GB02042

Phillips R, Beerli O (2008) The role of hydrogeologic vegetation zones in greenhouse gas emissions for agricultural wetland landscapes. *Catena* 72: 386–394.

Poeplau C, Don A, Vesterdal L, Leifeld J, van Wesemael BAS, 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. *Glob. Chang. Biol.* 17 (7): 2415–2427. doi: 10.1111/j.1365-2486.2011.02408.x

Potter C, Cook H, Norman C (1993) The targeting of rural environmental policies: an assessment of agri-environmental schemes in the UK. *J. Environ. Plan. Manag.* 36(2): 199–216. doi: 10.1080/09640569308711939

Rural Payments Agency (2010) Single Payment Scheme. Cross Compliance Guidance for Soil Management 2010 edition. <http://www.rpa.defra.gov.uk>. Accessed January 2012

Rural Payments Agency (2012) Guide to Cross Compliance in England. <http://rpa.defra.gov.uk/rpa/index.nsf/293a8949ecoba26d80256f65003bc4f7/6eb355ea8482ea61802573b1003d2469!OpenDocument>. Accessed January 2012

Ruschkowski E von, Haaren Cv (2008) Agrarumweltmaßnahmen in Deutschland im europäischen Vergleich : eine Bewertung und Optimierungsansätze für den Natur- und Klimaschutz. *Naturschutz und Landschaftsplanung : Zeitschrift für angewandte Ökologie* 40(10):329–335

Scheffer F, Schachtschabel P, Blume H, Brümmer G, Schwertmann U, Horn R, Kögel-Knabner I, Stahr K, Auerswald K, Beyer L, Hartmann A, Litz N, Scheinost A, Stanjek H, Welp G, Wilke B (2002) *Lehrbuch der Bodenkunde*, 15. Aufl. / . Spektrum-Lehrbuch. Spektrum Akad. Verl., Heidelberg

Schleupner C, Schneider UA (2010) Effects of bioenergy policies and targets on European wetland restoration options. *Environ. Sci. Policy* 13(8): 721–732. doi: 10.1016/j.envsci.2010.07.005

Shepherd R, Barker G, French S, Hart A, Maule J, Cassidy A (2006) Managing Food Chain Risks. Integrating Technical and Stakeholder Perspectives on Uncertainty. *J. Agricult. Econ.* 57 (2): 313–327

Six J, Elliott ET, Paustian K (1999) Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63(5): 1350-1358

Skiba U, Sheppard L, MacDonald J, Fowler D (1998) Some key environmental variables controlling nitrous oxide emissions from agricultural and semi-natural soils in Scotland. *Atmos. Environ.* 32(19): 3311–3320

Smith P, Andrén O, Brussaard L, Dangerfield M, Ekschmitt K, Lavelle P, Tate K (1998) Soil biota and global change at the ecosystem level: describing soil biota in mathematical models. *Glob. Chang. Biol.* 4(7): 773–784. doi: 10.1046/j.1365-2486.1998.00193.x

Sozanska M, Skiba U, Metcalfe S (2002) Developing an inventory of N<sub>2</sub>O emissions from British soils. *Atmos. Environ.* 36: 987-998.

Stehfest E, Bouwman L (2006) N<sub>2</sub>O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 74(3): 207–228. doi: 10.1007/s10705-006-9000-7

Stolze M, Piorr A, Häring A, Dabbert S (2000) The environmental impacts of organic farming in Europe. Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre (Organic farming in Europe economics and policy, 6), Stuttgart-Hohenheim

Tauscher B, Brack G, Flachowsky G, Henning M, Köpke U, Meier-Ploeger A et al. (2003) Bewertung von Lebensmitteln verschiedener Produktionsverfahren. Statusbericht. <http://orgprints.org/754/5/754-tauscher-et-al-2003-lebensmittel-statusbericht.pdf>. Accessed January 2012

Thomas F, Denzel K, Hartmann E, Luick R, Schmoock K (2009) Kurzfassungen der Agrarumwelt- und Naturschutzprogramme. Darstellung und Analyse der Entwicklung von Maßnahmen der Agrarumwelt- und Naturschutzprogramme in der Bundesrepublik Deutschland ; F+E-Vorhaben des Bundesamtes für Naturschutz UFOPLAN 2007 - FKZ 807 88 030. Bonn (BfN-Skripten). <http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/service/Skript253.pdf>. Accessed January 2012

Tietz A. (ed.) (2007) Ländliche Entwicklungsprogramme 2007 bis 2013 in Deutschland im Vergleich. Finanzen, Schwerpunkte, Maßnahmen. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft. Braunschweig: FAL (Landbauforschung Völkenrode Sonderheft, 315). [http://www.vti.bund.de/fallitdok\\_extern/zio43770.pdf](http://www.vti.bund.de/fallitdok_extern/zio43770.pdf) / <http://www.gbv.de/dms/hebis-darmstadt/toc/194370453.pdf>. Accessed January 2012

Tietz A (2010) Auswirkungen von Health Check und EU-Konjunkturprogramm auf die ländlichen Entwicklungsprogramme der deutschen Bundesländer. Braunschweig (Arbeitsberichte aus der VTI-Agrarökonomie). <http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:gbv:253-201005-zio44148-4>. Accessed January 2012

Umweltbundesamt (2011) Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2011. Nationaler Inventarbericht zum deutschen Treibhausgasinventar 1990-2009. Climate change, vol 11. Umweltbundesamt, Dessau

van der Horst D (2007) Assessing the efficiency gains of improved spatial targeting of policy interventions; the example of an agri-environmental scheme. *J. Environ. Manag.* 85(4): 1076–1087. doi: 10.1016/j.jenvman.2006.11.034

Viaud V, Angers DA, Walter C (2010) Toward Landscape-Scale Modeling of Soil Organic Matter Dynamics in Agroecosystems. *Soil Sci. Soc. Am. J* 74(6): 1847–1860

Vleeshouwers LM, Verhagen A (2002) Carbon emission and sequestration by agricultural land use: a model study for Europe. *Glob. Chang. Biol.* 8(6): 519–530. doi: 10.1046/j.1365-2486.2002.00485.x

Yanai RD, Stehman SV, Arthur MA, Prescott CE, Friedland AJ, Siccama TG, Binkley D (2003) Detecting Change in Forest Floor Carbon. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67(5): 1583. doi: 10.2136/sssaj2003.1583

Zaehle S, Bondeau A, Carter TR, Cramer W, Erhard M, Prentice IC, Reginster I, Rounsevell MDA, Sitch S, Smith B, Smith PC, Sykes M (2007) Projected Changes in Terrestrial Carbon Storage in Europe under Climate and Land-use Change, 1990–2100. *Ecosys.* 10(3): 380–401. doi: 10.1007/s10021-007-9028-9

## 8. Bewertung von Artenschutzaspekten im Hinblick auf die landwirtschaftliche Flächennutzung mit MANUELA

### 8.1 Hintergrund und Zielsetzung

Wie in Kapitel 3.3 erörtert, wurde im Zuge der kumulativen Dissertation ein Werkzeug für die naturschutzfachliche Betriebsmanagementsoftware MANUELA weiterentwickelt. Implementiert waren vor Beginn der Weiterentwicklung bereits Werkzeuge zur Bestimmung der Biotopqualität (anhand des Indikators der Biotopwertstufen nach Bierhals et al. 2004), der Biotopverbundqualität, zur Ermittlung des Biotopentwicklungspotentiales (BEP), sowie eine Funktion zur Aufstellung von Arteninventaren unter Berücksichtigung seltener und bedrohter Arten.

Nicht bewertet wurden bis dahin Bewirtschaftungspraktiken auf den landwirtschaftlichen Schlägen. Da diese den Lebensraumwert für Arten jedoch massiv beeinflussen, stellte dies eine entscheidende Erfassungslücke dar. Ein Ziel der kumulativen Doktorarbeit war es daher, diese Lücke zu schließen und ein Werkzeug zu entwickeln, das die (potentiellen) Auswirkungen von Bewirtschaftungspraktiken wie Mahd, Stoppelbearbeitung, temporären Randstreifenelementen (Blühstreifen, Ackerrandstreifen etc.) etc. auf den Artenschutz mit bewertet.

### 8.2 Methoden

Im Rahmen einer Literaturrecherche erfolgte eine Vorselektion der wesentlichsten Einflussfaktoren der landwirtschaftlichen Flächennutzung auf die Arten der Agrarlandschaft. Verschiedene Quellen, wie Oppermann (2001), Fuchs und Stein-Bachinger (2008), Schertler und Bielau (2010), Müller-Sämann et al. (2003), van Elsen und Daniel (2000), Urban et al. (2011) etc. wurden hinsichtlich der Gewichtung der Schadwirkung bzw. positiven Folgen bestimmter Bewirtschaftungsformen miteinander verglichen. Die bedeutendsten Einflussfaktoren wurden inklusive den unterschiedlichen, der Literatur entnommenen Gewichtungsangaben tabellarisch dargestellt. Die Inhalte dieser Übersicht wurden im Austausch mit Artenschutz-Experten des Institutes für Umweltplanung erweitert, angepasst und überarbeitet.

### 8.3 Ergebnis

Ergebnis der Literaturrecherche und des fachlichen Austausches im Rahmen der Expertenrunde war ein Bewertungsschema (ordinal- und intervallskaliert) für drei betriebliche Ebenen:

4. die Ackerbetriebsebene
5. die Ackerschlagebene
6. die Grünlandschlagebene

Jede Ebene repräsentiert für sie relevante Maßnahmen bzw. Bewirtschaftungsaspekte entsprechend ihrer räumlichen Skala und Nutzung.

In einer Eingabemaske können die MANUELA-Nutzer die vorgeschlagenen Bewirtschaftungspraktiken (s. Tab. 2) auswählen, die sie auf ihren Acker- oder Grünlandschlägen anwen-

den. Entsprechend der vordefinierten Gewichtung hinsichtlich des Bewirtschaftungseinflusses auf den Artenschutz wird jeder Auswahl eine Punktzahl zugewiesen. Je höher die Punktzahl, desto höher wird die Wertigkeit der Maßnahme für den Artenschutz eingestuft (s. Tab. 2). Die wählbaren Bewirtschaftungsalternativen und die ihnen zugeordnete Punktzahl können Tabelle 2 entnommen werden.

**Tabelle 2: Bewertung der Auswirkungen landwirtschaftlicher Nutzungseinflüsse auf den Artenschutz**

Nr.	Abfrage	Nutzung	Indikator	Pkt.-zahl
<b>Maßnahmen Acker</b>				
<b>Betriebsebene</b>				
1.	Fruchtfolge Betrieb	1.1 Anzahl Kulturarten und Flächenanteil	mind. 4 Kulturarten pro Jahr mit jeweils mind. 5 bis höchstens 30 % Flächenanteil	2
			mind. 5 Kulturarten pro Jahr mit jeweils mind. 5 bis höchstens 30 % Flächenanteil	5
			mind. 7 Kulturarten pro Jahr mit jeweils mind. 5 bis höchstens 30 % Flächenanteil	10
		1.2 Gesamtanteil Sommergetreidearten (Alle Sommergetreide bis auf Mais und Hirse)	10 bis 30%	5
<b>Schlagebene</b>				
2.	Bodenbearbeitung nach Ernte bis einschl. Winter?	2.1 Struktur Ackerflächen in Herbst/Winterzeit	Stoppelacker als Winterstruktur/-standort	5
3.	Ganzflächiger Pflanzenschutz ist	3.1 Chemisch	Chemischer Pflanzenschutz	0
		3.2 Mechanisch	Mechanischer Pflanzenschutz	3
		3.3 Kein Pflanzenschutz	Verzicht Herbizide, Insektizide und mechanischer Pflanzenschutz auf ganzer Fläche	10
4.	Werden krautige, temporäre Randstreifen angelegt?	4.1 Blühstreifen/-flächen a) beliebige Blühpflanzenmischung (z.B. Mischungsvorgaben AUM)	Auf 0,5 bis 2,5 % der Fläche	1
			Auf 2,5 bis 5 % der Fläche	2
			Auf > 5 % der Fläche	3
		b) Wildpflanzenregiosaatgutmischung (mind. 25 Arten mit je mind. 1% Anteil)	Auf 0,5 bis 2,5 % der Fläche	3
			Auf 2,5 bis 5 % der Fläche	5
			Auf > 5 % der Fläche	7
c) Wildpflanzenregiosaat-	Auf 0,5 bis 2,5 % der Fläche	5		

Nr.	Abfrage	Nutzung	Indikator	Pkt.-zahl
		gutmischung (mind. 25 Arten mit je mind. 1% Anteil) abgestimmt auf Habitatansprüche ausgewählter gefährdeter Arten (in Absprache mit UNB)	Auf 2,5 bis 5 % der Fläche	7
			Auf > 5 % der Fläche	10
		4.2 Streifen ohne Einsaat, Düngung und Pestizideinsatz erlaubt. (z.B. Lerchenfenster, nicht eingesäte Vorgewende etc.)	Auf 0,5 bis 2,5 % der Fläche	3
			Auf 2,5 bis 5 % der Fläche	5
			Auf > 5 % der Fläche	7
<b>Grünland und mehrjährige krautige Kulturen auf Acker</b>				
<b>Schlagebene</b>				
5.	Mahd mehrjährige krautige Kulturen	5.1 Schnitthäufigkeit	Bis 2 Schnitte (> 2 Schnitte = weiter zu 6.2 ansonsten zu 6.3)	15
		5.2 Schnitthöhe Grünland, Klee gras etc.	1. und 2. Schnitt: Schnitthöhe mind. 14 cm	2
		5.3 Wildschonungsmaßnahmen (z.B. Mahd von innen nach außen; Staffel- oder Mosaikmahd; Beachtung von Tageszeiten und Witterung zum Schutz von Insekten; Flatterbänder/Absuchen zum Schutz vor Rehkitzten; Einsatz von Wildtierrettern o.Ä.)	Ja	2
		5.4 Stehenlassen von Randstreifen/Restflächen	0,5 bis 2,5 % der Fläche	5
			2,5 bis 5 % der Fläche	7
		> 5 % der Fläche	10	
		5.5 Einsatz Balkenmäher (gesamte Fläche)	Ja	3
6.	Bodenbearbeitung	6.1 Verzicht auf Bodenbearbeitung (Pflügen, Grubbern, Fräsen) zur Grünlanderneuerung	Ja	5
		6.2 Verzicht auf Schleppen und Walzen in der Brutzeit (1. April – 15. Juli)	Ja	5

Für die Ackerbetriebsebene wird in dem Werkzeug zur Erfassung der Nutzungseinflüsse auf die Artenvielfalt die Anzahl der auf dem gesamten Betrieb kultivierten Kulturarten, sowie ihr prozentualer Anteil an der gesamten Ackerfläche erfasst (s. Tab. 2). Auf diese Weise soll die

Kulturartendiversität auf der Landschaftsebene ermittelt werden, die durch die Schaffung von Randlinieneffekten und zeitlich unterschiedlicher Bodenbedeckung die Habitatvielfalt erhöht (s. Kapitel 2).

Der erfragte Anteil an Sommerkulturen (s. Tab. 2) zielt auf den (möglichst verlängerten) Zeitraum der Habitatbereitstellung in der Landschaft ab (s. Kap.2.3.1). Ein Anteil von 10-30 % an der gesamten Ackerfläche wird dabei als optimal für die Arten bewertet (FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008, SCHERTLER & BILAU 2010). Da davon ausgegangen wird, dass mit der unter 1.1. (Tab. 2) maximal zu erreichenden Punktzahl verbundenen Fruchtartenanzahl ohnehin eine sehr hohe Fruchtartendiversität erreicht wird, erbringt eine zusätzliche Erfüllung von 1.2 (Sommergetreideanteil 10-30 %) keine weitere Aufwertung. Bei einer so hohen Kulturartenvielfalt ist es zudem sehr wahrscheinlich, dass Sommergetreidearten in gewissem Maße vertreten sind. Die maximal erreichbare Punktzahl wurde daher für die Ackerbetriebs-ebene auf 10 begrenzt (s. Tab. 3.).

**Tabelle 3: Bewertungsskalen für die Auswirkungen von Nutzungseinflüssen auf den Artenschutz in MANUELA**

Bewertungsebene	Realisierte Punktzahl	Wertstufe (Intervallskala)	Wertstufe (Ordinalskala)
Acker/Betriebsebene	2 (min.)	1	Geringer Artenschutzwert
	5	2	Mittlerer Artenschutzwert
	10 (max.)	3	Hoher Artenschutzwert
Acker/Schlagebene	0-5 (min.)	1	Sehr geringer Artenschutzwert
	5-10	2	Geringer Artenschutzwert
	10-15	3	Mittlerer Artenschutzwert
	15-20	4	Hoher Artenschutzwert
	20-25 (max.)	5	Sehr hoher Artenschutzwert
Grünland/Schlagebene	0-8 (min.)	1	Sehr geringer Artenschutzwert
	8-16	2	Geringer Artenschutzwert
	16-24	3	Mittlerer Artenschutzwert
	24-32	4	Hoher Artenschutzwert
	32-42 (max.)	5	Sehr hoher Artenschutzwert

Durch die Auswahl des zu bearbeitenden Landschaftselementes – Grünland oder Acker – in der Legende und der darauffolgenden Auswahl eines entsprechenden Schlages mit dem Landschaftskomponenten-Editor, kann der MANUELA-Anwender die Art seiner Flächennutzung eingeben (MANUELA > Bearbeitungswerkzeuge > Landschaftskomponente bearbeiten).

Abbildung 10 stellt die Eingabemaske des Landschaftskomponenten-Editors für Acker-  
schläge dar. In Abbildung 11 wird die Eingabemaske für Grünlandflächen gezeigt.

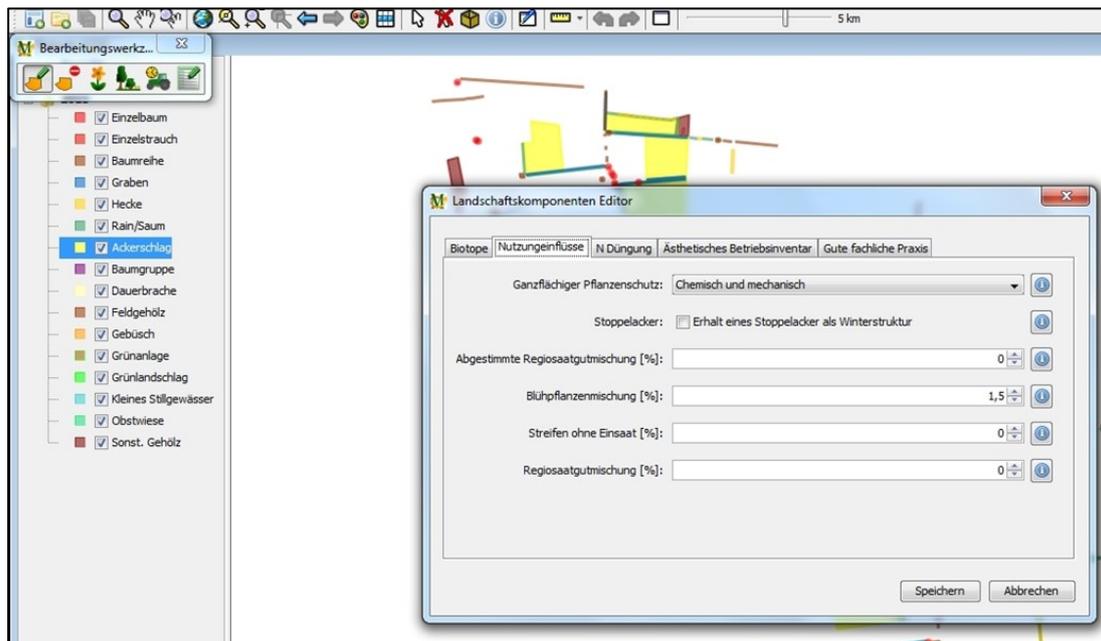


ABBILDUNG 10 EINGABE DER BEWIRTSCHAFTUNGSPARAMETER FÜR DEN ACKERSCHLAG

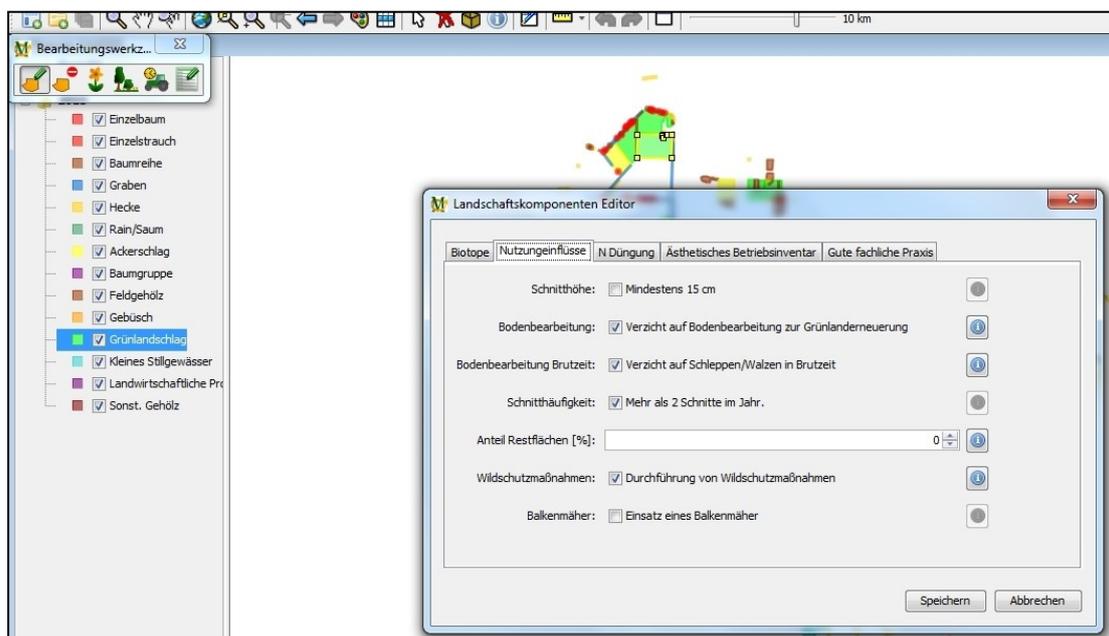


ABBILDUNG 11 EINGABE DER BEWIRTSCHAFTUNGSPARAMETER FÜR DEN GRÜNLANDSCHLAG

Nach der Eingabe der Bewirtschaftungsparameter für alle Ackerflächen und Grünlandflächen  
kann eine Bewertung der Nutzungsauswirkungen auf den Artenschutz getrennt für die  
Acker- (s. Abb. 12) und Grünlandflächen (s. Abb. 13) erfolgen (*Auswahl des zu bewertenden  
Landschaftselementes (z.B. Acker) in Legende: MANUELA > Auswertungen > Elemente in aus-  
gewählten Ebenen bewerten*).

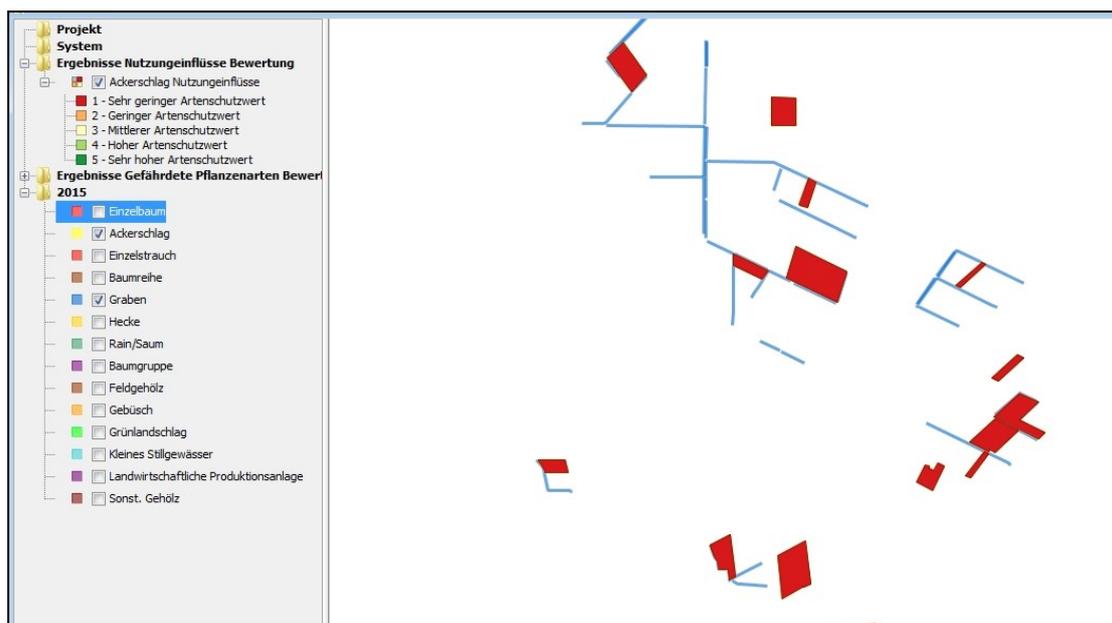


ABBILDUNG 12 ERGEBNISSE DER NUTZUNGSEINFLÜSSE FÜR ACKER

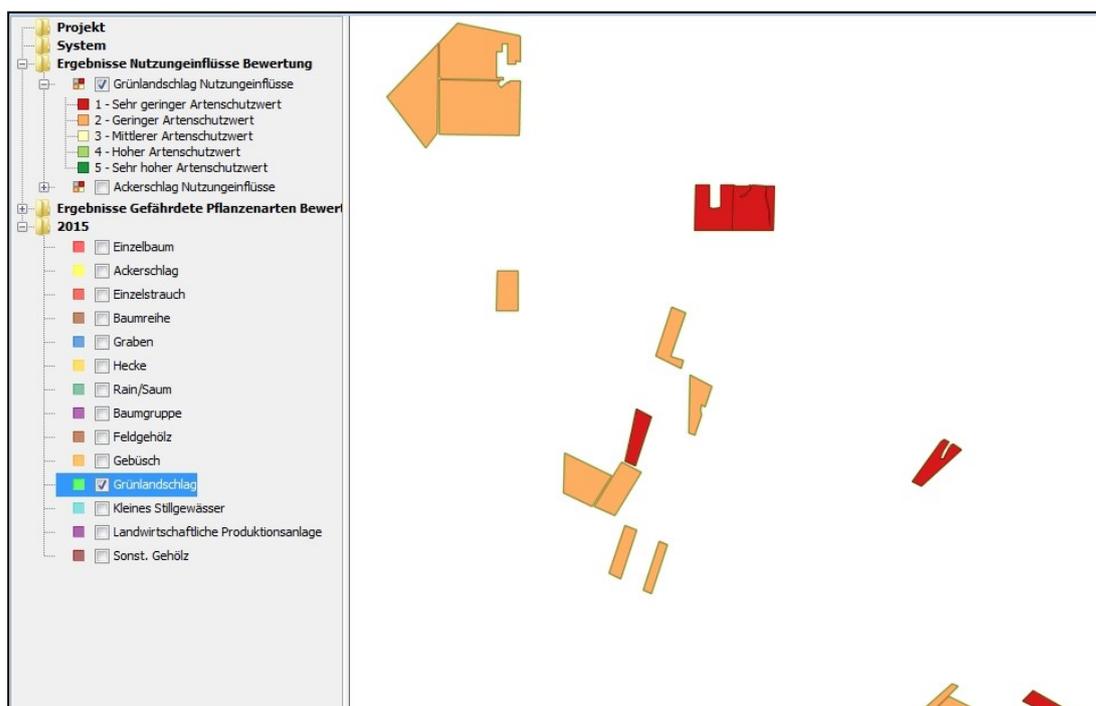


ABBILDUNG 13 ERGEBNISSE DER NUTZUNGSEINFLÜSSE FÜR GRÜNLAND

Eine Erläuterung der Bewertung kann für jeden einzelnen Acker- (s. Abb. 14) oder Grünlandschlag (Abb. 15) aufgerufen werden (Auswahl des zu bewertenden Landschaftselementes,

z.B. Grünland) in Legende: MANUELA > Maßnahmenplanung > Landschaftskomponente bewerten > Nutzungseinflüsse).

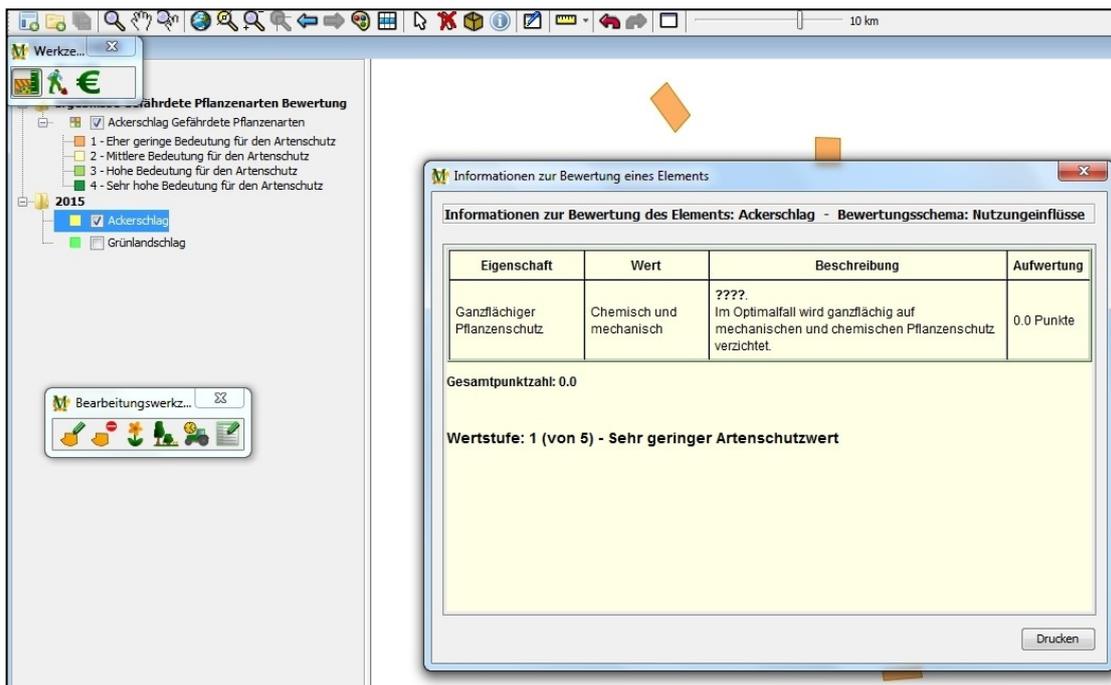


ABBILDUNG 14 INFORMATIONEN ZUR BEWERTUNG DER NUTZUNGS-AUSWIRKUNGEN AUF ACKER AUF DEN ARTENSCHUTZ

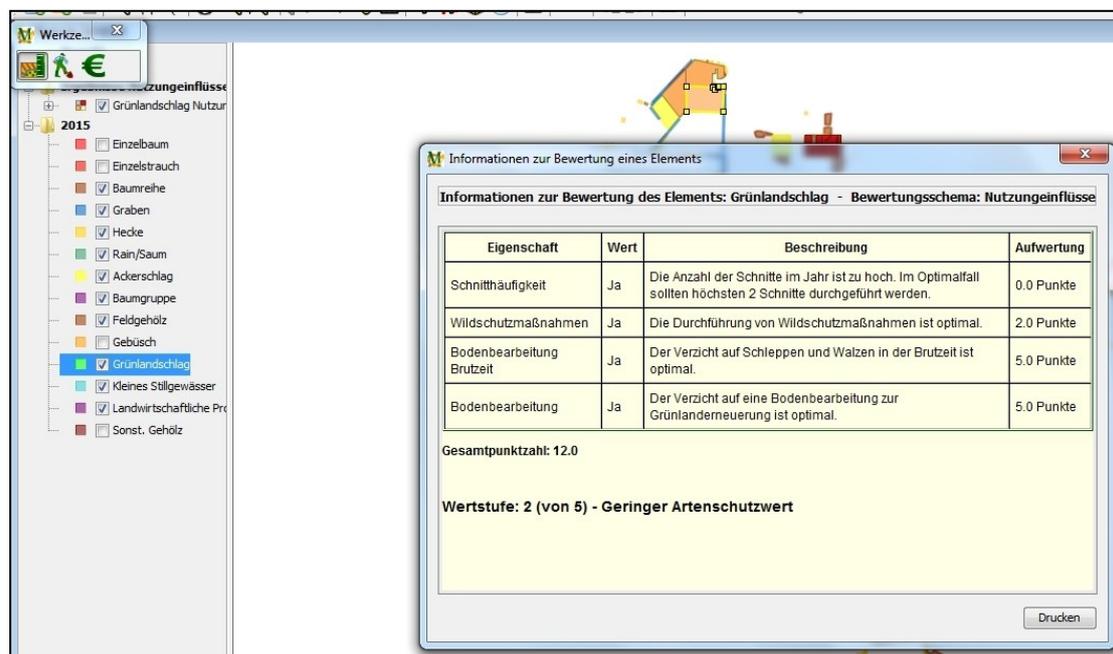


ABBILDUNG 15 INFORMATIONEN ZUR BEWERTUNG DER NUTZUNGS-AUSWIRKUNGEN AUF ACKER AUF DEN ARTENSCHUTZ

## 8.2 Diskussion

Das MANUELA-Werkzeug zur Bewertung der Nutzungseinflüsse sieht eine gesonderte Bewertung für die Ackerschlag- und die Ackerbetriebsebene vor. Dies ist sinnvoll, da für den Artenerhalt nicht nur die artgerechte Bewirtschaftung eines Schlages relevant ist, sondern

auch die Verteilung der Kulturarten in der Landschaft (vgl. Kapitel 2). Mit einer hohen Anzahl unterschiedlicher Kulturarten an der Ackerfläche wird eine schlagübergreifende Bestellung der Flächen mit einer einzelnen Kulturart unwahrscheinlicher. Dennoch kann je nach Anteil der Kulturarten eine flächenmäßige Konzentration einer bestimmten Kulturart (z.B. Mais rund um die Biogasanlage, vgl. WIEHE et al. 2010) nicht gänzlich ausgeschlossen werden. So kultivierte einer der Untersuchungsbetriebe zwar sieben verschiedene Kulturarten. Allerdings hatten drei (inkl. Blühpflanzenansaat und durchwachsene Silphie) davon gemeinsam nur einen Anteil von ~ 2%, während die Hauptkultur Winterweizen >50 % der Fläche einnahm und die Zweitkultur ~30 %. Der Mais hatte in diesem Betrieb zwar nur einen Anteil von ca. 8 %. Allerdings konzentrierte er sich sehr stark in einer Gegend, in der auch andere Landwirte vorwiegend Mais anbauten. Der Winterweizen agglomerierte sich hingegen sehr stark mit Winterweizenflächen anderer Landwirte in einer anderen Gegend des Untersuchungsgebietes. Dies hat zur Konsequenz, dass weiträumig gleichzeitig die Flächen abgeerntet werden, Bewirtschaftungsgänge zur gleichen Zeit erfolgen und die Flächen gleichzeitig kahl sind. Die Fauna hat hier somit weiträumig keine Ausweichhabitate bei Störeinflüssen zur Deckung oder Nahrungsaufnahme. Mit einem erforderlichen Mindest- bzw. Höchstanteil einer Kulturart an der betrieblichen Ackerfläche, kann dieses Problem bei gleichzeitig höherer Kulturartenvielfalt entschärft (jedoch nicht gänzlich vermieden, s.u.) werden. Würden von den sieben auf dem Untersuchungsbetrieb angebauten Kulturarten jede, mindestens 5 % aber höchstens 30 % einnehmen, so ist die Wahrscheinlichkeit höher, dass räumliche Cluster aufgelöst werden, da jede einzelne Kulturart mehr Fläche in Anspruch nehmen würde. Mit der Vorgabe der Fruchtartenmindestanteile und Fruchtartenhöchstanteile und der positiveren Bewertung einer erhöhten Kulturartenanzahl, hat das Nutzungseinfluss-Werkzeug in MANUELA diesen Zusammenhang berücksichtigt. Gänzlich vermieden werden kann eine räumliche Bündelung bestimmter Kulturarten in der Landschaft jedoch auch dann nicht, wenn dieser Nutzungseinfluss so positiv ist, dass er mit der vollen Punktzahl bewertet wird. So sind die Flächen eines landwirtschaftlichen Betriebes selten gänzlich agglomeriert. Flächen anderer Landwirte liegen zwischen den eigenen bewirtschafteten Flächen. Auch diese Nachbarlandwirte bestimmen daher darüber, ob eine Bündelung einzelner Kulturarten vorliegt oder ob einzelne Kulturarten gleichmäßig verteilt sind und durch das Aneinandergrenzen unterschiedlicher Kulturen die für Arten relevanten Randeffekte (vgl. (TILLMANN 2011, TILLMANN & VOIGT 2011) entstehen. Daher können trotz betrieblich hoher Fruchtartendiversität Betriebsflächen gemeinsam mit den Flächen der Feldnachbarn flächenübergreifende Monokulturen bilden. Dies ist in dem zuvor genannten Beispiel eines der Untersuchungsbetriebe der Fall. Die Konzentrationen der Maisflächen als auch der Weizenflächen in den unterschiedlichen Arealen stellen kumulative Effekte dar (vgl. Kapitel 5).

Das Risiko solch kumulativer Effekte kann zwar mit der Erhöhung des eigenen Fruchtartenanteils und der gleichmäßigeren Verteilung im Raum reduziert werden. Hängt die gleichmäßige Fruchtartenverteilung im Raum aufgrund einer geringen Agglomeration der eigenen Flächen auch von der Bewirtschaftung der Nachbarflächen ab, bedarf es der Kooperation mit den Nachbarlandwirten. Um die Kulturartenverteilung überhaupt erfassen und für langfristige Fruchtfolgen in einem Umweltinformationssystem wie MANUELA bewerten zu können,

werden so auch die betriebsspezifischen Daten (ggf. Shapefiles der Ackerschläge, geplante Fruchtfolge) der Nachbarbetriebe benötigt. Die Landwirte von der Notwendigkeit einer Bewertung und Behebung eventueller Fruchtartenkonzentrationen zu überzeugen, erfordert nicht nur hohe Ressourcen, sondern dürfte auch aufgrund eventueller logistischer Kostenvorteile solcher Bündelungen problematisch werden. Eine Absprache in der Fruchtartenverteilung, wie sie in den im Rahmen der Forschungsarbeit erfolgten Befragungen mit Landwirten vorgeschlagen wurde, wäre hier eine sinnvolle Maßnahme zur Entzerrung möglicher räumlichen Monokulturen (Landschaftsebene). Finanzielle trade-offs sollten offen diskutiert und sachlich geprüft werden. Wichtige Grundlage dafür sind Bereitschaft und Offenheit seitens der Landwirte. In Kapitel 9 wird auf diese Bereitschaft eingegangen.

Bei der Anwendung des Nutzungseinfluss-Werkzeugs auf den Testbetrieben wurde von einem Landwirt die Abfrage des Balkenmähereinsatzes (Empfehlung laut ELSEN & DANIEL 2000) kritisiert. Balkenmäher würden höchstens in Bergregionen eingesetzt, seien sonst aber nicht anwendbar. Auch die von Fuchs und Stein-Bachinger (2008) in MANUELA übernommene Empfehlung einer Schnitthöhe des 1. und 2. Schnittes von mindestens 14 cm, wurde als wirtschaftlich untragbar kritisiert. Als Milchviehbetriebsinhaber sei er auf bestimmte Futtermengen für sein Vieh angewiesen. Wenn er 14 cm stehen lassen müsste, wäre dies nicht mehr gewährleistet. Die Relevanz und Berechtigung dieser Kritik muss geprüft und das Nutzungseinflusswerkzeug ggf. angepasst werden.

Bei der Anwendung des ursprünglichen BEP-Werkzeugs auf den Testbetrieben wurden Unstimmigkeiten im Abgleich mit den Bodenkarten festgestellt. Flächen wie Kalkmagerrasen und Kalkscherbenäcker, die ein besonders hohes Biotopentwicklungspotential besitzen, wurden nicht hoch genug bewertet. Daraufhin wurde die ursprünglich in MANUELA implementierte Methode überprüft und angepasst (s.o.). Der erneute Durchlauf des BEP-Werkzeugs erbrachte im Abgleich mit der Biotoptypenkartierung und den Bodenkarten im Hinblick auf die tatsächlichen Bodenverhältnisse zutreffendere Ergebnisse. Da die Ermittlung des standortspezifischen BEPs von hoher Bedeutung dafür ist, ob Maßnahmen wie die Anlage von Ackerrandstreifen so platziert werden, dass sie aus Sicht des Artenschutzes erfolgreich sein können, war die hier erfolgte Anpassung der Werte essentiell für einen möglichen Maßnahmenerfolg.

## 9. Paper V: „The Motives of Farmers for Environmentally Adapted Biogas Crop Cultivation – Two Qualitative Studies from Lower Saxony, Germany. Biogas Crop Producers’ Motives and Capacities for Conservation Measures“

Verfasst von

Wiebke Saathoff

Eingereicht als:

Saathoff, Wiebke: The Motives of Farmers for Environmentally Adapted Biogas Crop Cultivation – Two Qualitative Studies from Lower Saxony, Germany. Biogas Crop Producers’ Motives and Capacities for Conservation Measures. In: *PlosOne*.

## Abstract

Even though biogas crop cultivation generally causes no more environmental impact than the cultivation of food and fodder crops, the extensive cultivation biogas crops has increased pressures on the natural assets in several regions of Lower Saxony. The resulting impacts can mostly be prevented or at least reduced through adapted biogas crop management. So far, comprehensive adaptations are still missing.

The aim of this paper is to answer the following question: under which conditions are farmers willing to implement measures that are required to reduce impacts on nature protection. Farmers from different regions of Lower Saxony were questioned regarding their motives in two different qualitative studies; a focused interview and a discrete choice experiment. Economic motives dominated the results. Farmers mainly refused conservation measures if they involved any additional costs. However, there were a few exceptions to this general rule. A certain decline within the contribution margin was accepted by individual farmers if the measure had additional benefits, such as an increasing share of game for hunting or a high publicity effect. Good publicity of a measure was generally the main motive for farmers to implement conservation measures, thereby preventing or diffusing conflicts with the local community. Consequently, mainly measures which could upgrade the natural scenery were preferred. The desire to prevent conflicts not only acted as an incentive to implement a measure, it also, in some cases, hindered farmers to implement them. Farmers denied measures if they feared that if they were to apply the measures their landlords would challenge their land use rights due to improper land management. An important prerequisite for a farmer's willingness to implement measures is the trust within environmental institutions. For a lack of trust, some farmers even rather seek cooperation with other partners, some organize or even provide the financing themselves to implement measures, and some refuse certain measures altogether. Nature conservationists have to find new ways to motivate farmers and gain their cooperation. Implementation rates of measures could increase, if lock-in effects are decreased and if more responsibility is transferred to the farmers within measure development and implementation. To consider these demands and to secure the benefit of the implemented measures for the natural assets, simultaneously, nature conservation rises to challenge.

## Introduction

### State of knowledge – impacts through energy crop cultivation

Lower Saxony has the largest installed capacity of biogas (22.8 kW el in 2012) per km<sup>2</sup> of agricultural area among the German states [1]. Holding a share of 85% at the total substrate input in Lower Saxony [2], maize is the most-favoured energy crop to be used in biogas plants. Between 2003 and 2014, the cultivation area of maize has risen from 300,000 ha [3] up to 603,800 ha ([4]; [3]) in Lower Saxony. The increased area completely consists of Silo-maize for biogas production, even though the main share of the total maize production is cultivated

as fodder for animal husbandry [2]. One third of the total arable land of Lower Saxony is covered by maize. However, its regional distribution varies, particularly according to the soil fertility. Due to misleading incentives in the course of the renewable energy act (EEG, [5]) 2004 and 2009, many biogas plants were constructed in regions with a low soil fertility (espec. moraine and heathland), where maize was already vastly cultivated as fodder for animal husbandry. As a consequence, the total cultivation area of maize increased, significantly, with its' additional cultivation as a substrate for biogas production. Subsequently, some regions are presently covered by more than 40% (some even 50% related to the total cropland area) with maize ([3]; [2]). Compared to other drivers, such as the abolition of set aside duty ([3]; [6]), the increased world market prices for certain agricultural products, and the intensification of dairy farming [7], biogas crop production most contributed to an enhanced demand for cropland. As a consequence of these different demands, around 70,000 ha of grasslands have been converted into cropland in Lower Saxony between 2003-2012 ([3]; [8]). At the same time, the cultivation of winter wheat and rape seed has also increased [3]. Even though rape seed may widen the presently narrowed (single) maize crop rotations, winter wheat and rape seed are fertilizer and pesticide intensive cultures. Their increasing share thus signifies an intensified land management in these regions. Moreover, crop rotation times have been reduced [3], new energy crops and cultivation practices have been introduced, and plot sizes have grown (the latter is however not only for reasons of biogas crop cultivation). Such land use changes and land use intensifications often include serious risks for landscape functions, such as recreation function, climate regulation function, soil yield function and habitat function [9]. The habitat function, for instance, may be impaired due to the reduction of set aside land reducing grasslands, field margins and hedgerows, and leading to a changed species composition ([9]; [10]). According to a study by the Federal Agency for Nature Conservation, a third of all species are threatened by extinction in Germany [11]. Intensive agriculture was discovered to be the main pressure causing this (ibid.). In the course of the expanded maize cultivation, crop species composition has decreased in Lower Saxony, within last years [3]. This has impacts to biodiversity, because a diverse crop species composition on landscape level is important for flora and fauna. The mixture of crops with different phenologies and varying vegetation coverages during the year is essential to guarantee continuous habitat supply over the whole year. An intensive agriculture is often also practiced at the expense of diverse field margin structures. Margin effects of adjacent different crops, unsprayed and unfertilized field margins, flower strips [12] or hedgerows etc. however, supply important habitats. Beside their habitat function, hedgerows and permanent cultures also serve as a deterrent against soil erosion, which affects the natural soil yield function as wind or water can leach out the fertile organic soil compounds. The cultivation of row crops and crops with a late development and thus late soil coverage, such as maize, particularly tend to cause soil erosion [13] on vulnerable sites and should be mitigated. Another landscape function that is likely to be affected is the climate regulation function. The conversion and draining of grasslands and set aside land into arable land, can lead to notable amounts of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O-emissions (greenhouse gasses), particularly on peatlands and wetland soils. N<sub>2</sub>O-emissions from nitrogen over-fertilization is another serious land use-related source for greenhouse gases

(GHG). Emissions can be reduced if fertilizer application is adapted to the site and weather conditions (e.g. by precision farming).

According to the principle of subsidiarity, it is appropriate to solve environmental problems at the lowest potential decision tier (e.g., [14]). So far however, the motivations or capacities of farmers to reduce impacts from biogas crop production by conservation measures, have not specifically been examined. Studies, which analyze farmers' willingness to implement conservation measures, either relate to food and fodder producing farms [15] or only examine a single conservation measure [16]. Offering alternative conservation measures to the farmers, as in the present studies however, is important. After all, it is probable that their willingness to cooperate varies depending on the different type of measure.

The focus on biogas crop producers compared to food and fodder crop producers can be relevant with respect to diverging motives for conservation measures. Biogas producing farmers are rather under social pressure, because residents and also neighboring farmers often argue with their land management (e.g., [17]; [18]; [19]). Thus, in contrast to food and fodder producing farmers, biogas crop producers may not only have economic motivations but also social ones, when deciding whether or not to implement conservation measures. To date, these facts are not sufficiently reflected in scientific literature.

### Objectives and Outline

In conforming to the principle of subsidiarity, we should seek to delegate as many competencies as possible to the lowest decision tier. We should determine how many responsibilities we can assign to the farm level.

In order to enable this, the paper seeks to address the following question; which capacities, willingness and motives do farmers have, to adapt their energy crop cultivation to nature protection targets?

The paper intends to derive founded assumptions (cp. tasks of qualitative analysis acc. to [20]) about potential answers to this question by applying two different field research studies, a guideline-based focused interview, which was held as a pre-study, and a discrete choice experiment (dce). The results of these studies will provide a first indication of which problems can be addressed at the farm level and which problems require management from a higher administrative level.

The paper begins by laying out the theoretical dimensions of the presented studies regarding the capacities, motives and willingness of farmers to environmentally adapt their land management. Following this, the applied field research methods will be described. The results of the applied studies will be presented in the following section. Thereafter, assumptions from the results and findings from the literature are derived with respect to the motivations and willingness of farmers to implement conservation measures. These assumptions will be discussed with respect to their relevance for environmental planners and policy makers in order to support the environmental adaptation of biogas crop production. An appraisal of the content and use of this research will conclude the paper.

## Theoretical reflections on the potential motives of farmers to adapt their biogas crop production

The following section presents (partly contradicting) theoretical reflections about the potential motives of farmers, which could influence their willingness to introduce conservation measures within their biogas crop cultivation. These reflections serve as a base to develop questions for the studies presented here. The results of the focused interviews and the discrete choice experiment were compared to these theoretical reflections in order to derive founded assumptions about the motives and capacities of farmers to introduce conservation measures within their land management.

### Economic interest

According to the homo economicus theory on decisions, humans are notional actors who a) are self-interested, b) act rationally, c) maximise utilities, d) respond to restrictions, e) have set preferences and f) possess full information ([21]; [22]; [23]). Findings of Pannell et al. [24], Wilstocke and Plankl [25], Niens and Marggraf [26], Weis et al. [27] etc. corresponds with parts of this theory. He found that farmers mainly agree to conservation measures and tend to adapt their land management if the results are (especially financial) advantageous.

### Social acceptance

The rigorousness of the homo economicus theory has been disputed by different scholars (e.g., [28]; [29]). An opposing view describes the theory of the homo reciprocans, arguing that human decisions are not only rational from an economic perspective, but are also based on other preferences such as on caring about scarce ecological resources ([22]; [30]) or social aspects ([31]; [32]; [33]), for instance the care for fair behavior ("inverse"; s. below) or on social acceptance or (e.g., [34]; [35]; [31]; [32]).

The motive of social acceptance is related to the ability of people to associate with others in order to spend time in groups. Individuals identify with groups, sometimes even if they only share minimum common interests with them. They appreciate their membership in the group [31]. When people identify themselves with the group, they also tend to give up their own self-interest in order to act for the group's benefit. If a group of cooperating individuals uses sanction measures to discipline the deleterious behavior of their members, the individuals' cooperation willingness increases significantly [34]. One reason for this is that individuals esteem their status, which they receive from the group and their membership within it. It feels good, to be accepted and valued – but it hurts to be rejected by the group members [31]. Biogas crop production impacts on common goods and its costs for society may decrease its social acceptability and thus a farmer's reputation and status within local community. Thus, although biogas crop production may have financial benefits, farmers may experience disadvantages related to social pressures. Depending on a farmer's attitude towards social acceptance and financial income, they may apply a measure, if it improves their social reputation and status, even if it has high opportunity costs no financial profit.

### Fair behavior

The motive of fair behavior provokes individuals to make decisions that may produce costs for themselves, if the act leads to a fair result for the collective ([32]; [34]). In the case of biogas crop cultivation, this could mean that a farmer implements conservation measures for the good of the community even though they might be unprofitable for him.

### Economic and social motives based on legal obligations

If impacts from biogas crop cultivation on a common good cannot be prevented at the lowest decision tier, higher-level legal authorities have the right to intervene [35]. Potential interventions include restrictions with regard to agricultural management practices. It is questionable whether farmers comply with these restrictions, even if nonconformity results in financial disadvantages such as penalty payments. An additional question is, if they also adapt their management in order to prevent prospective restrictions? For instance, could nitrate rates within the groundwater-body which have increased beyond allowed thresholds in consequence of an expanded maize cultivation stimulate policy to regulate the impacts by creating new restrictions (e.g., putting down allowed nitrogen input or restricting the share of certain crops at the total substrate input as in the case of the "maize cup" (EEG 2012, [36]). These restrictions might affect biogas crop production productivity and, thus, the biogas plant's operations, which can lead to financial losses for farmers. Since farmers tend to avoid financial losses (cp. [16]), it might be possible that they adapt their land management in advance to avoid such foreseeable restrictions. However, it is also possible that they refuse to follow the restrictions. This may be due to a number of different reasons. According to Tyler [31], some individuals might disobey the law because of the material consequences of the restrictions. Some, because they feel that they are treated unfairly and others, because they think that the restriction do not make any sense.

## Data and Methods

In order to answer the research question about the motives and capacities of biogas crop producers to adapt their management, I applied two different study concepts. The first, a guideline-based focused interview involved field research. I questioned the farmers about the management of their own farms, basing this on site-specific data that I had assessed in advance in the course of habitat mappings and soil data assessments (GIS Arc map). The amount of work and time involved in the assessment of the site-specific data did not allow for more than three respondents. I composed a second study, applying the method of a discrete choice experiment (dce). For the second study, the sample was able to be enlarged.

### Data – Interview partner, study sites and considered natural assets

The owners of three different farms were chosen in a selective sampling [37] as respondents for the focused interview [s. Anhang III], the pre-study for the discrete choice experiment. They are made anonymous and are thus labelled as F<sub>1</sub>, F<sub>2</sub> and F<sub>3</sub> in the following sections of this paper. The number of samples was restricted to three because comprehensive assess-

ments had to be made for each farm (soil samples, soil maps, cultivation plans, habitat mapping, assessment of climate relevance etc.). The main selection criterion was that all farmers cultivate biogas crops. Since conservation measures partly differ according to farm features (dairy farm, cropping farm) and the physical region, i.e. site conditions, a larger variety of conservation measures could be proposed and assessed (s. tab. 1). I thereby targeted for a broader spectrum of responses in terms of motives and capacities.

The assessed test-farms represent three different physical regions in northern Germany with different income preconditions (production branch, soil fertility) and different conservation requirements for the diverse common goods (tab. 1).

**Tab. 1: Farm features, site conditions and suggested conservation measures of the test-farms**

Farmer	Farm features	Site conditions – landscape level	Suggested conservation measures
F1	<p>Dairy and cropping farm, ~90ha meadows and ~90 ha cropland, low productive soils, managed peatlands more productive); main cultures: high productive meadow management: up to 6 cuts (4<sup>th</sup> and further cuts used for biogas production), maize; cultures with low share: winter wheat, winter triticale</p> <p>climate relevance: cropland and intensively managed grassland on fen soil;</p> <p>habitat relevance: intensively and extensively managed grasslands; no sown flower strips, unsprayed and unfertilized field margins or fallows</p>	<p>Geest region; 10% maize coverage on landscape level; important regional production branch: potato cultivation, dairy farming;</p> <p>habitat relevance: relatively high amount of wooden structures, particularly close to grasslands. One large part of the region has only very little wooden structures</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• No ploughing/tillage of grassland (particularly on fen soil)</li> <li>• matching of cultivation plan with plot neighbors</li> <li>• 10-30% summer crop cultivation</li> <li>• overwintering stubble fields</li> <li>• liquid fertilization by drag hose</li> <li>• unsprayed and unfertilized field margins</li> <li>• unmanaged margin on grassland</li> <li>• reduction of grassland cuts</li> </ul>
F2	<p>Cropping farm, &gt;200 ha cropland + ~ 2ha patch of flowering plants; very fertile soils; cultures: winter wheat, sugar beet, maize; cultures with low share: whole plant silage rey, summer wheat</p> <p>climate relevance: cropland on fen soil;</p> <p>habitat relevance: some sown flower strips, no unsprayed and unfertilized field margins or fallows</p>	<p>Very rich soils; only arable farming; &gt; 50% winter wheat cultivation; share of maize on district level ~ 3%, but almost completely concentrated in certain areas of the district.</p> <p>habitat relevance: maize is very concentrated in one region, winter wheat in another; relatively low share of wooden structures</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• matching of cultivation plan with plot neighbors</li> <li>• 10-30% summer crop cultivation</li> <li>• overwintering stubble fields</li> <li>• planting of hedgerows</li> <li>• unsprayed and unfertilized field margins</li> <li>• plot exchange for peatland rewetting</li> <li>• plot sale for peatland rewetting</li> </ul>
F3	<p>Cropping farm, &gt;200 ha cropland + ~ 2 ha set aside land; fertile soils;</p>	<p>Hilly landscape; winter wheat cultivation ~70%; single fallows</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• maintenance of existing hedgerows, field margins, fallows, copses</li> </ul>

Farmer	Farm features	Site conditions – landscape level	Suggested conservation measures
	cultures: maize, winter rey, sugar beet climate relevance: none habitat relevance: no sown flower strips or unsprayed and unfertilized field margins; 2 ha fallows	habitat relevance: small plots; species-rich field margins; in some parts lack of wooden biotope corridors.	<ul style="list-style-type: none"> <li>● matching of crop diversification/ rotation with plot neighbors</li> <li>● 10-30% summer crop cultivation</li> <li>● overwintering of stubble fields</li> <li>● No ploughing/tillage of grassland</li> <li>● unsprayed and unfertilized field margins</li> <li>● planting hedgerows</li> </ul>

As in the pre-study, only farmers who cultivate biogas crops were selected as interviewees for the discrete choice experiment. Seven farmers from different geographical regions of Lower Saxony were chosen for the sample group of the dce. Likewise in the focused interviews, the responses are anonymized. In the following sections of the paper they are labelled as F<sub>4</sub> to F<sub>10</sub>. Details of each individual farm (F<sub>4</sub> to F<sub>10</sub>) are not required and thus not listed here, because the dce is based on maps of a virtual farm, created on mixed and adapted data of the three test-farms from the focused interviews.

The participants were informed that their statements will be assessed for scientific research and published, in anonymized form. They gave us their verbal consent to use their statements for our research and to publish them, anonymized. Some farmers even stated their explicit will, verbally, that their point of view with respect to their capacities and motives, to environmentally adapt their biogas crop management, is transferred to the public and policy makers.

## Methods

### Focused Interview

I executed the pre-study as a guideline-based focused interview (see [38]; [39]). Each interview partner was questioned, individually.

At the beginning of the interview, I asked the farmers for their opinion and perceptions of the potential impacts of their biogas crop production on biodiversity services and climate protection. They were also asked about their general willingness to implement conservation measures. Thereafter, results of the assessed impacts of their biogas crop production on the habitat function and CO<sub>2</sub>-retention function, on farm-level and for broader spatial areas (cp. [40]), were presented by means of farm-specific, plot-precise prepared maps and tables. Related individual site-specific response measures were then proposed to each farmer (tab. 1). Based on this new knowledge, the farmers were then asked whether the spatially relevant information on the impacts and response potentials changed their willingness to include conservation measures in their farm management. This question is relevant for the included pre-conditions; their contribution margin would either be lower, equal or higher related to their usual land management, if they implement the individually proposed measures. Farmers

thereby examine whether the different motives would encourage them to implement the proposed measures under the defined preconditions. I also asked the farmers if their decisions towards or against conservation measures would be affected by the spatial scope of an impact, i.e. if their management causes on-site or off-site impacts (cp. [40]).

I evaluated the responses of the focused interviews in the course of a qualitative content analysis (cp. [39]). I extracted information about potential motives and capacities from the interview texts according to search criteria, which was predefined on the basis of the research questions. Therefore, I encoded text passages and built categories within MIA ("makro-collection for the qualitative content analysis", [39]).

### Discrete Choice Experiment

In discrete choice experiments (dce), respondents have to choose between two or more discrete alternatives from choice sets in an experimental design. Moving from one to another set of questions may support the learning process among the respondents [41]. I applied the sequential version of the dce (cp. [41]) in order to assess the learning effect of the agents between the different choice sets and the role of the new information for farmers' willingness to adapt their land management [42]. In this course, information about potential environmental impacts from biogas crop production, related conservation measures, and their costs, were varied between different information levels. In the experiment, three sequences of questions (choice sets) were presented to seven farmers (s. above). All of these choice sets were embedded in a GIS data frame, showing a virtual land management. Farmers should adapt a predefined status quo the management according to their preferences. Owing to the complexity of this concept, each farmer was accompanied by a personal (student) consultant, who explained the map contents to them and asked them for their respective choices.

In the first data frame, we predefined a feasible farm management type as a status quo alternative (marked with \*, tab. 2) for the following choice sets. After the status quo management was introduced, the consultants asked the farmers if they wanted to change any management practices or landscape elements (choice set I). Farmers could choose between three or more (multinomial) alternative management practices or landscape element dimensions (only hedgerows had only two versions to choose; tab. 2; sequential multinomial choice, cp. [42]). Each management aspect contained a worst-case, a best practice, and one or more intermediate alternatives.

Once farmers had completed their selections in the first choice set consultants switched to the second GIS data frame and gave them information about the respective environmental impacts and the potential conservation measures. After this step was completed, consultants asked them again if they would like to change their management taking into consideration the given environmental information (choice set II). Consultants marked the selected changes on the map. They then switched to the third data frame and informed the respondents about the environmental impacts, and additionally, about the costs of the selected management practices. Finally, consultants ask their interview partners one last time whether they wanted to adapt their virtual farm management according to this new information

(choice set III). The environmental impacts and costs of this final selection were presented to the farmers.

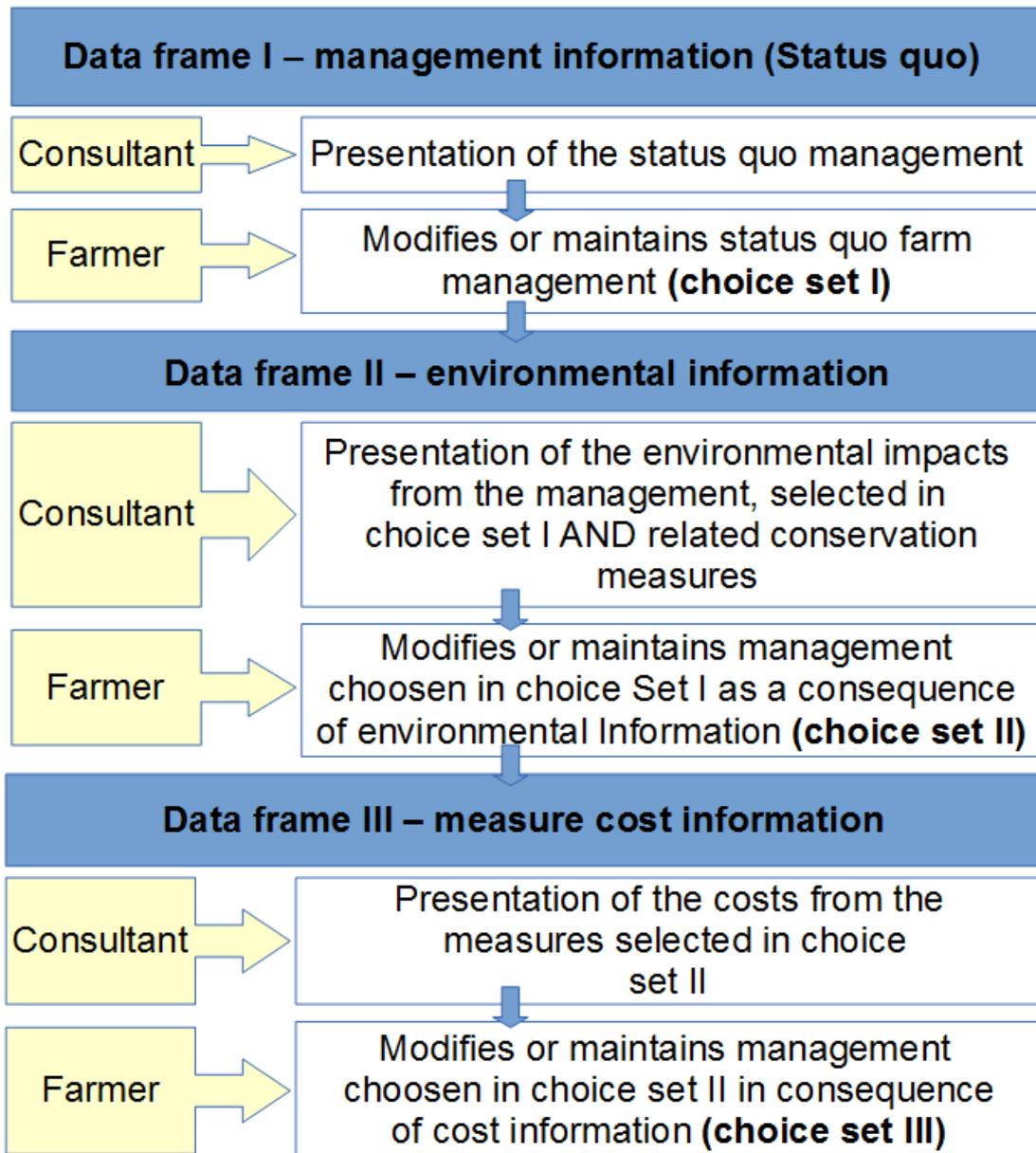


Fig.1: Design of the discrete choice experiment

**Tab. 2: Selectable farm management alternatives in the discrete choice experiment as a basis to assess impacts on habitat quality, soil erosion, and the risk for land use change related CO<sub>2</sub>-emissions**

<b>Management alternatives to assess habitat quality (species protection)</b>	
<i>Share of arable crops</i>	
A	maize: 52%, winter wheat (WW)/winter barley (WB): 34%, potatoes: 14%
B*	maize: 38%, WW/WB: 31%, potatoes: 18%, rape seed: 13%
C	maize: 18%, WW/WB: 25%, potatoes: 16%, winter rye (WR): 24%, rape seed: 11%
D	maize: 15%, WW/WB: 20%, potatoes: 14%, rape seed: 12%, oat: 10%, WR: 14%, sugar beet (SB): 11%, silphie: 4%
<i>hedgerows</i>	
i*	small percentage of hedgerows
ii	higher percentage of hedgerows
<i>field margin - sown flower strip</i>	
0*	0 % share of sown flower strip in total arable land
1	1 % share of sown flower strip in total arable land
3	3 % share of sown flower strip in total arable land
7	7 % share of sown flower strip in total arable land
<b>Management alternatives to assess soil degradation due to wind erosion (soil fertility)</b>	
A*	maize
B	maize with overwintering stubbles
C	undersown maize (overwintering) OR wintercrops
D	undersown maize (overwintering) OR wintercrops AND windbreak in main wind direction
E	permanent vegetation cover OR undersown maize (overwintering) with respective winter-crops AND windbreak in main wind direction AND in second most relevant wind direction
<b>Management alternatives to assess the risk for CO<sub>2</sub>-emissions due to conversion of grassland<sup>1</sup> into cropland (indicator: soil type):</b>	
A	ploughing fen, pseudogleys, gleysols
B	ploughing fen, pseudogleys
C	ploughing fen, gleysols
D	ploughing fen
E	ploughing pseudogleys, gleysols
F	ploughing pseudogleys
G	ploughing gleysols
H*	no ploughing/grassland conversion

*Legend: <sup>1</sup> it was assumed that the general prohibition to convert permanent grassland, according to the Cross Compliance regulation for Lower Saxony, was not yet in force; \* = status quo management*

The discrete choice experiment concluded with a discussion about farmer’s opinions towards the proposed measures, the impact assessment, and the predefined management etc. All responses made by farmers were documented. They were then categorized according to the defined categories and dimensions with respect to potential motives for/against conservation measures, which were extracted during the qualitative content analysis of the pre-study results (focused interview).

### Data interpretation

The stated motives of the farmers, grouped within categories and dimensions in the course of the analysis of the focused interview and the dce, were clustered into motive types. Subsequently, the responses were compared to findings from the literature with respect to motives for general cooperation behavior. The defined motive types (tab. 3) were gathered from reviewed and adapted from literature. The motive types constitute the base for the assumptions derived in the discussion.

## Results

A farmer’s willingness to implement conservation measures strongly varied according to the kind of measure. For this reason, the motives comprised in table S1 (supporting information) are allocated to the different measures proposed in the studies. Table 3 gives an overview of the definitions of the motive types, which I used to cluster the single stated motives.

**Tab. 3: Motive types – definitions**

Motive type	Definition
Recreation	Having more free-time, time for leisure activities, benefits own hobbies etc.
Loss aversion	Aversing financial losses for material self-interest
Farm existence	Preventing substantial impacts, which could threat the economic farm existence and thus personal and family existence
Identity	„The group engagement model distinguishes among three aspects of identity: identification, pride, and respect [...]. One approach to identity is to define it as identification, or as the degree to which people merge their sense of self with the group (thinking of themselves and the group in similar terms) and defining themselves in terms of their group membership (identification with the group). [...] Status assessments reflect two different concepts-pride and respect. Pride reflects judgments about the status of the group, also indexed by measures of group prestige [...]. It expresses people’s views about the status of their group. People, who belong to groups that they feel have high status feel good about themselves by virtue of their association with the group. [...] Respect reflects judgments about one’s status within the group. It expresses topic’s views about their status in the eyes of other group members. Respect is also referred to as social reputation [...].“ [32]
Motive-based trust	„Motive-based trust is an estimate of the likely character and motives of others. It is based upon the assumption that knowing another’s character and motives tells us whether she will act reasonably toward us in the future. Hence, our expectation is not that the person will engage in particular actions that she has agreed to perform. Instead, we expect that she will act based upon her character.“ [32]

Motive type	Definition
Instrumental trust	<p>„Finally, instrumental trust is linked to the ability to trust others [...] because of expectations that people will behave as anticipated, based upon their promises, or upon our knowledge of their past behavior. For example, if you deliver something to another person and he gives you a check to pay for it, you expect that the check will be good and will not be rejected by the bank. I will refer to this as instrumental trust because it is linked to the ability that people believe that they have to predict what other people will do in future- that is, whether or not people will act in ways that they have promised, or at least in ways that a person can anticipate. Trust as predictability is one type of trust.</p> <p>[...] Attention to others’s future actions illustrates a key aspect of calculation in social interaction- the element of risk assessment. When people interact with others their outcomes become intertwined with the outcomes of others- they become interdependent. This creates the possibility that another person’s failure to act as agreed upon will hurt the interests of a person within a relationship. Each person must make estimates of the likelihood that others will keep their agreements and not act opportunistically [...]. Those estimates of likely future behavior are cognitive estimates of the "truthworthiness" of others. [...]" [32]</p>
Distributive justice	<p>„Theories of distributive justice argue that people’s desire for justice is motivated by their concern about receiving favorable outcomes over time, a model that is instrumental in nature [...]. To be effective in interacting with others so that they can maximize their outcomes over time, people follow principles of distributive justice, such as equity. Their motivation for following these justice rules is long-term gain for themselves across interactions with others and over time [...].“[32]</p>
Procedural justice	<p>„There are two key forms of justice: distributive and procedural. Distributive justice refers to the fairness of outcomes, while procedural justice reflects the justice of the procedures through which outcomes are distributed and decisions made. The justice literature suggests that people’s procedural justice judgments are social in nature and are linked to their connections to others [...]. Hence, the influence of procedural justice upon cooperation is an instance of the impact of social motivation. [...] Procedural justice is the key normative judgement influencing the impact of experience on legitimacy. [...] Views about authority are strongly connected to judgements of the fairness of the procedures through which authorities make decisions.“ [32]</p>
Ecologic sense of measure	To believe/to acknowledge that the conservation measure may maintain or improve the ecological value of a natural asset/common good
Care for nature	The own attitude to care about the nature and the environmental soundness of actions (cp. ([22]; [30])
Care f. natural scenery	The own attitude to care about the natural scenery and its’ value for recreation

**S1 Table [s. Anhang IV]: Motives of biogas crop producers for and against conservation measures**

### Economic motives

The capacities of farmers to implement environmentally friendly land management are restricted, according to F<sub>3</sub>. Farmers are often constrained in their practices. Even when they disagree with the practice for environmental reasons, the financial scope of an alternate action is too low to act differently. Therefore, this indicates that environmental measures still need to be economically justifiable if farmers are to implement them. Also, the other respondents usually only agree with environmental measures if the measures do not change

the contribution margin of a plot (*loss aversion*). Sometimes, they even demand more than just the coverage of the specific distribution margin. F2 for instance, explained that weeds, originating from field margins, often also germinate in the following vegetation period. He thus claimed that deficits within contribution margins for upcoming vegetation periods would also have to be covered if he were to agree to establish field margins. Alternatively, he would agree to implement unsprayed and unfertilized field margins, if he were to be allowed to harvest it at the same time as the main crop (*loss aversion*). He could then use it as biogas substrate. F4 (dce) also uses the harvest from the sown flower strips and feeds the substrate into a biogas plant.

Some farmers (F5, F6) highlighted the pressure placed on them by landlords with respect to "proper agriculture" on their rented plot. Sown flower strips, and unsprayed and unfertilized field margins, for instance, often collide with a landlord's perspective of a "proper, tidy agriculture". They are considered by landlords as a source of weed distribution. As it is very normal for farmers to own only about 50% of the land they cultivate and rent the other 50%, they economically depend on a good relationship with their landlords. They therefore would rather forgo field margins (F5) and the planting of hedgerows (F5, F6) on the rented plots as they fear to lose their land use rights (*farm existence*).

F2 and F6 constrained their willingness to plant wooden structures, such as hedgerows, with the prerequisite that they do not constrain farm work process (*loss aversion*). This could be realized if farmers were consulted during the process of developing habitat network concepts.

Some farmers accepted environmental measures because of the indirect but indispensable link with economic profits (*farm existence*). This was particularly the case for the planting of wooden structures as wind breakers against soil erosion (F4, F5) or for the purpose of protecting grazing cattle from weather conditions (F1). F1 also practices grasslands rejuvenation without any ploughing (which causes CO<sub>2</sub>-emissions), because re-seeding during the slitting procedure is less expensive (*loss aversion*). F1 does not execute officially funded environmental measures on grasslands for two reasons: Firstly, as none of the measures enable the production of enough fodder for his dairy cattle and secondly and secondly for fear of legal consequences (s. below).

The cultivation of cup-plant in order to increase crop diversity is not an alternative for larger areas for F9. He reports that the cup-plant brings no crops in the first year of cultivation and in the second year only 50% (*loss aversion*).

All three farmers of the focused interviews refused to increase the percentage share of summer crops (e.g. summer wheat, oat) within their cultivation plan, because yields are much lower, irrigation requirements are higher etc. These and other factors result in much lower contribution margins compared to other crops (*loss aversion*). This is also confirmed by the farmers from the discrete choice experiment. Summer crops are mainly cultivated as evasion crops, if freezing incidences lead to yield losses, for instance in winter wheat (*loss aversion*).

The proposed measure, to maintain plant stubble in order to create winter habitats for animals, was ignored by most of the farmers cultivating maize, because of the increased risk

related to leaf roller (*Ostrinia nubilalis*) infestation. However, F<sub>3</sub> could envisage maintaining stubble in other crops if the contribution margin does not decrease (*loss aversion*).

One measure proposed to the farmers, with the suggestion that it did not involve any extra costs, was the matching of crop allocation on landscape level with their field neighbors (cp. tab. 1). This measure aims to avoid large-scale concentrations of certain crops (e.g. maize in direct surrounding of the biogas plant). Neighboring plots should be cultivated with different crops with different phenologies, in order to provide habitats during the whole year and to create habitats from boundary effects. F<sub>3</sub> doubts that the measure does not involve any costs. He believes that the time and effort taken for the crop matching process cannot be compensated for and thus refuses to participate (*loss aversion*). At the beginning of the interview, F<sub>2</sub> also refuses to match his crop allocation with that of his neighbors. Later, he concedes that such a matching might be possible if a round table with the other farmers could be arranged, and if all participants agreed that such a measure is required to maintain production. F<sub>2</sub>, F<sub>3</sub> and F<sub>4</sub> state that farmers do match their cultivation plan but for a different purpose. Farmers with small neighboring plots try to merge them by cultivating the same crop. Thereby, transport and machining costs can be reduced. This kind of matching leads to financial savings when plot sizes are < 20-25 hectares (above this size, there will be no savings). When plots are < 5 hectares, these savings are particularly high, conversely financial loss is high if they do not merge such plots. Thus, F<sub>4</sub> regards it to be dangerous to try to cultivate different crops on neighboring smaller plots, because it is an attempt to destroy the working efficiency (*loss aversion*).

### Individual motives

Some farmers (F<sub>1</sub>, F<sub>2</sub>) accepted conservation measures, which could reduce the expense of work and at the same time, does not change the contribution margin. This generates recreation time without any additional costs. In contrast, if a measure implies more work, it reduces recreation time and is refused (F<sub>8</sub>). F<sub>3</sub> declares a general willingness to establish habitats for game, because he likes to hunt (*recreation*). He has participated in several self-organized, voluntary wood planting-actions, mostly paid by the hunting community. Together with other farmers, F<sub>2</sub> has planted trees and hedgerows in the rural landscape. Since he has had the experience, that this effort is linked with a lot of work in the following years (maintenance cuts), he will not plant any further structures in the future (*recreation, loss aversion*). F<sub>8</sub> refuses to plant for the same reason.

### Social motives

#### Social acceptance by society

All farmers of the focused interviews stated that they would only agree to conservation measures, if the contribution margin would at least be balanced. However, some farmers mentioned exceptions to this rule. F<sub>2</sub> and F<sub>4</sub> (see below), for instance, would also agree with a slightly lower contribution margin, if this in turn would lead to an increased social acceptance for their land management within society (*identity*). For F<sub>1</sub> and F<sub>3</sub>, the public opinion was not relevant enough for them to implement certain conservation measures at the expense of their contribution margin. They would rather clarify agricultural facts through

such mediums as guided farmyard tours or the installation of information boards. F3 moreover mentioned, that even though the public indirectly finances his business through taxes, they do not directly decide about the granting of agricultural funds. Therefore, he does not directly depend on the favor of the public and sees no reason to implement measures for social acceptance.

Several farmers from the dce were critical about the public and their complaints about the amount of maize in the landscape. F5 for instance, argued that in former times the amount of maize accounted for approximately 70% in some regions (in livestock breeding areas) but barely anybody protested against it. Nowadays, as maize is also used for biogas, everybody starts to complain about it. Another farmer brings up the example of the local district of Hildesheim, where maize only accounts for 8% of the crop coverage. There, the public still discusses the problematic planting maize but ignores the impacts of the intensive winter wheat cultivation in this region. This apparent irrational perspective by society seems to hamper the willingness of individual farmers to implement measures that have benefits for the society, such as that of natural scenery (*procedural justice, maybe as well ecological sense of measure*). However, even though many farmers disagree with the perspective of the public with respect to the maize problem, almost all farmers admitted that the social acceptance of the public is the main reason for them to implement conservation measures (it remained unclear if this generally also includes the exception of financial trade-offs). For this reason, conservation measures, which are assumed to increase social acceptance for biogas crop production, such as sowing flower strips or the cultivation of cup-plant, are preferred by the farmers (*identity*). Since flower strips have no economic value for the farmers, some of them set limits to their willingness to implement sown flower strips. They do however claim to harvest them to gain additional substrate for their biogas plants. When one farmer of the dce noted that the financial loss of sown flower strips is grave, F4 responded that the society makes transfer payments for farmers and that farmers in turn would only have to invest 10% into the cultivation of their own image. F4 adds that farmers will not get such transfer payments for doing nothing, any longer (*procedural justice*).

None of the farmers from the focused interviews thought that the proposed measures; "cultivation of summer crops", "overwintering of stubble", and "unsprayed and unfertilized field margins", may increase social acceptance of biogas production. Therefore, F2 mentioned that, in contrast to sown flower strips, he would not implement unsprayed and unfertilized field margins in order to increase social acceptance (*identity*). The public does generally not recognize unsprayed and unfertilized field margins.

### Social acceptance of other farmers

F3 reports that farmers he knows, have not cut their hedgerow in the legally prescribed manner (for species conservation), because they do not want to bother their plot neighbors by letting them "grow wildly". Farmers of the dce reported that the refusal to plant hedgerows, particularly along borders to neighboring plots, is due to the conflict potential with the owner/tenant of the neighboring plot (yield loss due to shade, restricted machining due to plant roots; *identity*). If they were to plant hedgerows, then they would only do so along natural borders, such as ditches and paths.

### Social acceptance by third parties

According to F 9, it is not possible to harvest cup-plants during their highest biomass yield, which is in mid-august. During this period, the cup-plant is frequented by bees and harvesting would kill the bees. This would lead to conflicts with bee-keepers (*identity*).

### Trusting relationships

In contrast to the other two farmers of the focused interview, F 1 supposed that the matching of crop allocation with neighboring fields could generally be realized if somebody regards it to be necessary. He indicates that he, as a biogas plant operator, could also include requests related to arrangements of crop allocation within the supply agreements. The matching of crop types could however also be arranged with the different suppliers of the biogas plant, without specific contracts, because they have a very good conversational atmosphere in the village ( *motive based trust*).

### Environmental ethics

#### Ecological sense of measure

One dce farmer mentioned that the proposed measure of matching their cultivation plan with that of farmers from adjacent plots, would be unnecessary if all farmers complied with a four-fold crop rotation. The described problem of monocultural structures would then not exist. With respect to the proposed measure, to increase the share of summer crops cultivation, farmer F1 remarks that this would involve a huge water consumption by the summer crops.

F2 supposes that unsprayed and unfertilized field margins would be effective from the perspective of species protection. He recognizes that biodiversity may be increased with this measure and from relatively small effort on his part, if it they were applied under adequate site conditions. However, F2 would only implement unsprayed and unfertilized field margins under the precondition that he would be able to harvest them as substrate for biogas. F1 estimates the ecological value of unsprayed and unfertilized field margins to be higher than of sown flower strips. The former supplies important habitats, particularly because they are maintained in winter time. Sown flower strips are, however, sown in May and are already withered in summer and harvested in autumn. F4, from the dce, suggests that the seed mixtures for flower strips should be restricted to local species, which is in fact is often not the case. For this reason, he would rather use pure cultures, such as sunflowers or mix his own seeds.

Preventing the ploughing of organic and mineral grasslands for climate protection reasons, does not make any sense to F1. He guesses that by 20 years after ploughing mineral grassland soils, the soil's organic carbon contents will already have been restored. According to this farmer's perspective, the topic of climate protection within agriculture is taken too seriously. The burning of fossil fuels would be much more important topic. The fact that improper nitrogen management can lead to climate relevant N<sub>2</sub>O-emissions was only discussed in the focused interviews and was completely new for F1 and F3. They were not even aware that

N<sub>2</sub>O is a GHG. Therefore, F<sub>3</sub> did not have any idea about how such emissions might be reduced. In any case, he already applied fertilizers according to site-specific demands (potential, to decrease N<sub>2</sub>O, cp. [43]) for economic reasons, so this new information was obsolete to him.

Several farmers declined to plant hedgerows as windbreakers, because their necessity for soil conservation was doubted. Cheaper measures, such as intertillage, undersown crops, crop rotations, and conservation soil tillage were believed to have the same effect.

The information about off-site impacts, i.e. impacts caused due to the management on their own farm plots, but which crossed over their farm borders (partly up to large scale), affected the farmers in different ways. The risk of large-scale impacts from his biogas crop production (cp. [40]) did not motivate F<sub>3</sub> to adopt conservation measures. Farmers are local patriots and are focused on local or, at the most, regional scale issues. F<sub>2</sub> could be convinced to implement conservation measures in the case of large-scale impacts, if the related measures included a supra-regional advertising effect for him. F<sub>1</sub> replied that even the conservation of a threatened species (large scale issue) could not convince him to implement related conservation measures. (*Ecological sense of measure*)

#### Care for nature and natural scenery

F<sub>2</sub> has planted trees in the course of a regional tree protection program, in which only the material was funded. He and neighboring farmers planted the trees themselves. The other associated costs for the job were not compensated for by the regional authorities. F<sub>2</sub> based his willingness for the voluntary work on the motive to increase the value of the natural scenery in his surroundings. He stated that he would choose to again implement measures under such conditions in future times (but in another context, he stated that maintenance cutting involved so much work that he would not participate in any plantings in the future— contradictory statement). F<sub>3</sub> noted that he also plants wooden structures because he wants to improve the natural scenery (*care for natural scenery, recreation*). Moreover, both responded, that care for nature would be a motive for them to implement certain measures under the prerequisite of a balanced contribution margin. They would even plant wooden structures for this reason, if the costs of the material were to be covered. The farmers of the dce mainly did not choose the most economic alternative. Some farmers even chose a less economic alternative after receiving environmental information and did not even change it to the most economic alternative when receiving the cost information (e.g. F<sub>4</sub> – grassland maintenance [almost all others as well, but for other reasons]; F<sub>4,5,6,7,10</sub> – crop type diversification; F<sub>4,6,9</sub> – hedgerow planting/habitat network; F<sub>4,5</sub> – hedgerows planting/wind erosion). For this reason, I assume that some farmers accept a certain decline for environmental reasons (*care for nature*).

#### Economic and social motives based on legal obligations

Even though some of the farmers, in some context, stated their willingness to implement a certain management, if it is legally prescribed (*procedural justice, loss aversion*), they generally prefer to decide on their own whether and which measure they want to implement. They also attached importance to their own decision making power i) where, ii) how and iii) how

long a measure is implemented. Farmers generally refused a measure if there was a prescribed time duration for the measure and prescriptions about how to implement it. They generally did not want to be bounded by law. They underlined how important it is for them to decide on their own, about how they manage their farmland. They preferred to implement measures voluntary on their own, or in cooperation with other farmers (*instrumental trust, motive based trust*). They listed examples of voluntarily implemented measures, such as tree planting in the course of a regionally funded tree protection program (F<sub>2</sub>) or habitat creations for game, funded by the hunting community (F<sub>3</sub>).

Given the example that restrictions might apply as a consequence of cumulative impacts due to an improperly grown and managed biogas crop area (s. above), farmers were asked if they would also implement measures in advance of such restrictions in order to prevent them. F<sub>2</sub> refused. He would only implement such measures if they did not change his contribution margin (*loss aversion*). F<sub>3</sub> found it contradictory to implement measures in advance. Authorities might then allow more biogas plants to be constructed as a result of smaller impacts from the existing plants. He does not want to support this (*distributive justice*). He dislikes the idea of the restrictions, because they are only reactions. Instead, he prefers (like F<sub>2</sub>, s. above) that authorities restrict licenses in advance for biogas plants in problematic areas, to preclude bigger impacts. He also thinks that it is important that the Renewable Energy Law be adapted to regional requirements.

Some farmers stated that they would maintain their permanent grassland, in order to comply with the Cross Compliance regulation (*procedural justice*). The Cross Compliance (CC) regulation for permanent grasslands prohibits the ploughing of grassland plots, which are 5 years and older [44]. If farmers do not comply with this regulation, their direct payments from the EU will be reduced. Comments from other farmers, however, also indicated the opposite behavior. From the time the CC regulation was announced, to the date of commencement of the act, many farmers have ploughed their permanent grasslands. They intended to maintain or receive the cropland status of the plots. Thereby, they want to secure, for themselves and their offspring the option, the power to decide on their own (*distributive justice*) whether or not they want to use the plot as cropland (*farm existence/loss aversion*). For this reason, F<sub>1</sub>, farmers from the dce and other farmers they know, still plough their agricultural grassland in the fifth year, before it gets the permanent grassland status of the CC regulation, although they actually do not want to do so. Moreover, some tenants are under constraint from their landlords, who demand that they plough the plots for this reason (*farm existence*). A similar example is given by F<sub>3</sub>. He reports a case, where farmers he knew cut down their hedgerows when it was announced that habitat mappings were to be ordered by the EU. They wanted to prevent that the hedges be listed and receive a legal protection status. In this case, the farmers would lose their autonomy to remove the hedges in future times. Another motive basing on legal obligations was reported by F<sub>1</sub>. He mentioned that he is not at all willing to implement agri-environmental measures. He fears that to participate in the EU funded agri-environmental programs would also increase the frequency of general controls for CC on his dairy cattle farm. He gives the example of lost earmarks. Even though they constantly control their cattle, it may happen once in a while that cattle loses an earmark at the moment of a CC

control. If this is realized, the CC funding will be cut, remarkably (cp. [45]). This financial loss could never be compensated for by any agri-environmental measure (aem) funding (*farm existence*). He is not willing to take this risk and thus will not consent to participate at aem. If he were to implement measures, they would have to be funded from non-official sites (*instrumental trust, farm existence*).

F<sub>3</sub>, as well as some farmers of the dce, have a negative attitude towards planting wooden structures for legal reasons. They blame their negative attitude on the fact that the public complains about the way they cut the wooden structures. F<sub>3</sub> argued that it has happened that a farmer has planted something and then afterwards has been taken to court for the manner in which he has cut the wooden structure. He wonders why he should plant something and then be taken to court for his voluntary efforts. Such behavior by the public and legal authorities has led to a reduced willingness for planting measures (*motive based and instrumental trust*). Although he does not generally refuse to plant new wooden structures, he does however state, that farmers prefer planting measures to be financed by hunting communities. In this way, farmers may then decide on their own, where, how, and when they plant and cut the wooden structures. F<sub>4</sub> acknowledged the ecological value of hedgerows. However, he underlined that farmer's personal decision-making autonomy regarding what to do with the hedgerow and how it has to be maintained. It has to be prevented that after 20 years the hedgerow are declared a legally protected biotope and decisions power is relegated to the local authorities (*instrumental and motive based trust*). F<sub>7</sub> responds to the proposed implementation of wind breaker hedgerows for wind erosion prevention, saying that they would collide with tenancy stipulations (*farm existence*).

## Discussion

Impacts from biogas production, such as habitat affection/reduction, soil erosion, CO<sub>2</sub>-emissions from managed peaty (but also mineral hydromorphic) soils etc. have to be reduced or prevented at their source. Measures to conserve the landscape functions should thus be initiated on a farm level. However, it is only possible to apply this principle of subsidiarity if farmers cooperate in the conservation process. They can either cooperate in terms of adhering to dictated laws or required group rules or norms (mandated cooperative behavior, [33]), or they can cooperate voluntary (discretionary behavior, *ibid.*). For nature conservation, it is important to know, which cooperation behavior dominates under which prerequisites, in order to adapt policy to support farmer cooperation. This is essential in order to meet the targets of nature conservation defined in different strategy papers, such as concepts for habitat networks (NATURA 2000, national habitat network etc.), the national biodiversity strategy, the national climate protection program, and others.

The objective of this work was to derive founded assumptions about the capacities and motives of biogas crop producers to implement conservation measures (tab. 5).

**Table 5: Motives and capacities of biogas crop producers for conservation measure implementation**

no.	Assumption	Motive type
1	Farmers mostly only agree to optimize their management in terms of nature conservation demands under the prerequisite of a balanced or even increased contribution margin.	loss aversion; profit generation
2	Capacities and acceptance of farmers for measure implementation vary accordant to farm and site features and with the composition of the measure.	farm existence
3	An important motive behind the refusal to implement conservation measures is the adverse conflicts between farmers and their landlords, because farmers fear that they will lose their land usage rights	farm existence
4	A strong motive for farmers to agree or to disagree with conservation measures is the prevention of conflicts with social groups, such as plot neighbors, bee keepers etc.	identity
5	Motive based trust and/or local identity comprises the potential to stimulate the willingness of farmers to cooperate with conservation measures	motive based trust
6	Acknowledging the environmental sense of a measure is, for many farmers, a precondition to implementation	ecological sense of measure
7	The climate relevance of farm management measures is (so far) not acknowledged by many farmers	ecological sense of measure
8	Measures, which generate co-benefits for recreational activities, such as hunting, include a huge potential to plant wooden structures, implement field margins or other conservation measures	recreation
9	A farmer's willingness to voluntarily create/maintain a landscape element may be increased, if measures are offered that do not essentially restrict their scope of action	instrumental trust
10	One way to motivate farmers (who otherwise refuse to cooperate with nature conservation) to adapt their land management could be to delegate them more responsibilities with regard to conservation measures	identity, instrumental trust

The results should give some indications about the potential to conserve landscape functions from the farm level, according to the principle of subsidiarity. The open character of the qualitative studies allowed a comprehensive and profound discussion with the farmers about their motives and capacities. In the following section, these motives and capacities will be compared to the related theoretical reflections (s. above) and further related findings from the literature. Implications for policy and planning practice will be discussed.

## Economic motives

The findings of this work on motives and capacities of farmers to adapt their biogas crop production to requirements of species, climate, and soil protection, indicates a strong relation to the profitability of conservation measures.

***The farmers mostly only agree to optimize their management in terms of nature conservation demands under the prerequisite of a balanced or even increased contribution margin (assumption 1).***

These results coincide with the findings of Pannell et al. [24], Wilstacke and Plankl [25]; Knierim and Siebert [46], Niens and Marggraf [26] etc. that farmers are mainly willing to implement conservation measures if these involve financial advantages for them. According to the study by Niens and Marggraf [26], this is the most important reason for farmers from Lower Saxony to participate in agri-environmental measures. For many farmers, it seems to not only be a question of their willingness to accept certain trade-offs, in the course of measure implementation, but also a question of their financial capacity. According to F<sub>3</sub> and other sources (cp. [47]), the financial scope of a farmer's action has decreased in the last years. This is particularly a consequence of increased rental prices for cropland. Between 2010-2013, the mean rental prices have increased from 271,-€/ha to 376,- €/ha in Lower Saxony. Particularly high increases were seen in crop land rents, where farmers pay median prices of 435,-€/ha [47]. Biogas crop production has contributed to these increased rental prices, as too has the development of infrastructure and settlement areas, compensation areas etc. ([48]; [49]; [47]). These increased prices have intensified the economic pressure on the farmers to manage their land, more profitably [47]. Many farmers within Lower Saxony have already had to give up their farms [47] and others are not sure how much longer they can maintain their farms (farm existence) (cp. [26]). These economic pressures also affect their capacities or willingness to pay for environmental measures. According to Niens and Marggraf [26] implementation rates for aem differs between the different geographical regions. Moreover, bigger farms are more likely to implement measures than smaller farms. That the willingness of farmers depends of the measures depended on the site conditions could also be indicated by the interview results. F<sub>8</sub>, for instance, based his unwillingness to implement any measures on the fact that his own farm plots are situated in a landscape protection area, where he follows a lot of stipulations. F<sub>3</sub>, F<sub>4</sub> and F<sub>6</sub> refused the crop type allocation, to increase crop type diversity because the plots in their region are small and a matching would lead to severe economic losses. Even though F<sub>2</sub> manages a larger farm in a geographical region with a high soil fertility, he also fears for the existence of his farm, especially if he were to be forced to sell few of his plots for a proposed peatland rewetting for a reduction of CO<sub>2</sub>-emissions. In this were to be the case he would not participate. In contrast, he would participate in such a regional project if he could change his plots. The results from the here presented studies and literature reveal that:

***capacities and the acceptance of farmers for the implementation of measures, varies according to farm and site features, and the composition of the measure (assumption 2).***

Though this sounds trivial, nature conservation has not yet adapted to this challenge. Many farmers from Lower Saxony are still incontent with the constitution of several aem, because they do not match with their site conditions, and as they do not compensate the site-specific loss within the contribution margin [26]. About 11% of the 621 questioned farmers from the study by Niens and Marggraf [26] expected that they will have to give up their farms for economic reasons. Not even half of the questioned farmers in Lower Saxony expected a positive development for their farms. These results, together with the persisting tendency for the abandonment of farms [47], indicate that the capacities of farmers for conservation measures, which include financial losses, are strongly restricted. Nature conservation has to react to these trends and has to compose more site-specific measures, which are sufficiently funded with respect to local rental prices and contribution margins.

Even though loss aversion was a central motive for farmers, with respect to conservation measures, implementation does not always require funding. Particularly for the measure of planting wooden structures, such as hedgerows, farmers were often willing to plant them for free if material costs are covered. A central claim, in order to avoid profit losses, is to decide where the wooden structures should be located and how they should be planted, so that they do not hamper the working processes of a farm. As proposed by two farmers, environmental institutions may convince farmers about planting measures, if the farmers are allowed to participate in the planning process of the habitat networks.

Reducing the general amount of work or dispersing work peaks could be an argument, which might provoke farmers to include additional plant cultures in their cultivation plan. A culture that could meet this target and which contains diverse benefits for many natural assets, is the cup plant [50]. However, farmers doubt the competitiveness of this plant in comparison with maize. Indeed, research studies differ regarding yield expectations for the cup-plant (e.g., [51]; [52]). The yields seem to vary according to site conditions. However, most research indicates, that particularly on dry sites, the cup-plant can compete with maize. Moreover, there is still a lot of potential to optimize yields by improved cultivation practices and seed material ([51]; [52]). Additionally, cup-plants are subsidized in some water-protection areas because they have a relatively low nitrogen input [51].

***An important motive behind the refusal to implement conservation measures is the adverse conflicts between farmers and their landlords, because farmers fear that they will lose their land usage rights (farm existence; assumption 3; cp. also [15]).***

Several farmers stated potential problems with their land lords as a reason not to implement field margins or hedgerows. The economic risk of dissolved lease agreements due to improper farming is too high for some farmers (farm existence), because many farmers rent half or more of their managed land (cp. also [15]). This however, also indicates a worst case for nature conservation, in that these huge areas are not at the disposal for certain measures.

This particularly accounts for long-term measures [15], such as the planting of wooden structures. Temporal elements, such as unsprayed and unfertilized field margins or sown flower

strips (ibid.), could instead be a sound alternative for these farmers. However, wooden structures cannot completely be compensated for since several species depend on these habitats. As landlords seem to play such an important role for farmers' decision about a measure, their interests should be assessed by studies in order to prove if the fear of the tenants is reasonable. Most studies however, focus on farmers and not on the landlords. If the landlords do in fact prohibit related measures, planners the maybe should approach them in order to find a solution.

### Social motives

Some farmers also feared the development of problems with plot neighbors because of potential weed dispersal, if they would implement a field margin. Mante and Gerowitt [15] expect such farmers to implement field margins less often. In contrast, the risk of a conflict developing could also motivate farmers to implement conservation measures. Over the last years, the increased energy maize cultivation together with the already established maize cultivation for fodder production, accumulated into vast maize monocultures in several regions of Lower Saxony [3]. This has led to conflicts between biogas crop producers and society, for instance, because of the impaired natural scenery [53]. These conflicts have partly increased the willingness of farmers to implement conservation measures. Particularly, the results from the discrete choice experiment show that measures are mainly implemented if they contribute to improve the public's image of biogas crop cultivation. This motive seems to particularly be relevant for biogas crop producing farmers. Farmers from food and fodder crops, mixed and livestock farms, who were questioned within a study Niens and Marggraf [26] however, mainly refuted, that their willingness for aem is influenced by this fact.

Measures such as sown flower strips, which improve the natural scenery and can easily be recognized by the public, were mainly preferred by the farmers of the here presented studies. Nevertheless, most farmers also demanded a balanced contribution margin before implementing the measure. However, for few respondents, good publicity of a measure was a motive to accept certain declines within their contribution margins. One reason for the accepted loss of a certain profit, in order to mitigate social conflicts with the local public, might be the fact that people identify and define their self and their social status due to their membership in certain social groups [31]. Farmers, who define their self and status also due to their membership in the social group of the local community also care for the respect and their reputation within the community (*identity*). People feel rewarded, if they are esteemed and accepted by the other group members and punished, if they are rejected [54]. A reason for the interviewed farmers to accept a profit loss might thus be that they expect material and/or social long-term punishments from the public if they do not implement measures expected by society (or rewards, if they do; [54]).

***A strong motive for farmers to agree or to disagree with conservation measures is the prevention of conflicts with social groups, such as society, plot neighbors, bee keepers etc. (assumption 4).***

As a group member, people identify with the objectives of the group. The more strongly people identify with a group, the more they are willing to forget their self-interest and to cooperate and act for the benefit of the group ([54]; [32]). Thus, a possibility for local authorities and planners to motivate farmers to adopt conservation measures, might be to encourage their identification with the local society and its conservation targets, e.g. by creating a regional identity. The cultural landscape can be a medium to support the creation of an identity with an image of a region [55]. This may even increase the interregional competitiveness, for instance in the tourism sector [55] or between regional products. The latter fact may (according to F2) also be an economic incentive for farmers to cooperate in conservation processes, if they foresee profit from the advertising effect. All in all, farmers' acceptance to participate in conservation measures increases if measures have a regional focus and follow a participatory approach, instead of being implemented top-down [26].

A severe problem results from the fact that conservation measures, which do not include any obvious effects for the natural scenery but which are much more important for biodiversity or other natural assets, are often refused. Unsprayed and unfertilized field margins or delayed stubble processing, for instance, were not ascribed with a certain value for natural scenery. However, these are irreplaceable measures for sustainable development and the protection of rare arable weeds (z.B. [56]; [57]; [58]). In another context, some farmers suggested the use of information sheets and guided tours, to inform the public about some measures. Maybe, the publicity of measures that have low visibility, such as unsprayed and unfertilized field margins, stubble maintenance etc. could also be increased by such instruments. This again could raise the acceptance of farmers to implement these measures. However, if these and other important and unreplaceable conservation measures are not voluntarily implemented in the future, they should be steered by higher decision tiers [59].

The measure of arranging crop rotation with plot neighbors, in order to split up spatial clusters with the same crop type (mostly maize) and thus to diversify the crop type distribution, was introduced as cost neutral or as least cost extensive, in order to consider the economic capacities of the farmers. Even though one farmer of the focused interviews completely rejected the measure because it would be impracticable (*loss aversion*), the measure generally seems to be realizable if farmers consider it to be necessary. Promising, was the thought of one farmer about how this measure could be realized. F1 proposed to match the crop type distribution with neighboring farmers due to supplier contracts or informal arrangements with the other suppliers of their biogas plant. The motive of his proposal was the good communication atmosphere in his village, which facilitates these kinds of arrangements (*motive based trust*). This statement demonstrates again the relevance for planning institutions to strengthen the local "team spirit". This could be done, by supporting a local identity as

***motive based trust and/or local identity comprises the potential to stimulate the willingness of farmers to cooperate with conservation measures (assumption 5).***

The possibility of matching crop distribution, through contracts or arrangements with the other suppliers of a biogas plant, should first be proved in terms of its practicability. Farmers of the dce, for instance, suggested that cultivating different crop types on adjacent plots

could make sense for bigger plots, while in contrast, the adjustments to smaller plots could threaten the economic feasibility of the farms. F<sub>4</sub> stated that for farmers with plots below five hectares, it would be more expensive to cultivate different crop types (i.e. not to cluster) on adjacent plots. F<sub>7</sub> noted, that from 20 -25 hectares a clustering of crop types does not save any logistic costs for the farmers. In order to be able to propose to farmers a matching of crop diversity, the site-specific cost threshold, in terms of the plot size, should be proved. Many farmers will base their decision to cooperate on such facts. The relevance to which farmers attach to a measure is an important aspect. Even though there might be a general possibility for a voluntary matching of the cultivation plans of farmers, the farmers' statements indicates that planning practices still needs to inform farmers about the sense and impact of the measure on nature and the landscape in order to motivate their implementation.

It is highly relevant for planning practice to know if the willingness of farmers to implement measures only depends on their material self-interest or if it is also influenced by other motives. People are influenced by material self-interest but also by social motives [32]. Even though the farmers interviewed in the present study seemed to be more dominated by material self-interest than social motives, social motives definitely also played a role for many farmers. This corresponds with the findings of Wilstacke and Plankl [25], Niens and Marggraf [26], Weis et al. [27] etc. According to Tyler [32], he states that social motives are even more relevant for an individuals' willingness to cooperate than motives of material self-interest. People are especially led by social motivations in the case of voluntary measures, rather than in the case of obligatory measures [32]. Thus, it is important for local authorities and planners "to understand how to encourage social motivations" [32]. Farmers with multiple motives might also be persuaded to cooperate with weak instruments, such as clarification and consultation about conservation measures, even when they are related to small profit losses. Farmers, who are mainly acting out of material self-interest however, would respond better to hard instruments, such as incentives and restrictions.

### Environmental ethics

Some farmers doubt the ecological effectiveness of permanent grasslands conservation for climate protection (*environmental sense of measure*). However, particularly on organic and also hydromorphic mineral soils, this is an important measure to mitigate GHG-emissions (e.g. [60]). While farmers prefer to voluntarily implement conservation measures,

***to acknowledge the environmental sense of a measure is a precondition for many farmers to implement it (assumption 6). The climate relevance of farm management measures is (so far) not acknowledged by many farmers (assumption 7).***

Consultancy about climate effects of farm management (grassland maintenance, -rejuvenation, -conversion, as well as adapted nitrogen fertilization) is required when informing farmers about the climate relevance of practices. However, particularly in the case of grassland conservation, it seems that the principle of subsidiarity does not take effect without related steering mechanisms. These mechanisms have been weakened, in the course of the greening of the common agricultural policy (cap). The greening includes many (even more, than the CC-regulation [44]) potentials to legally convert climate and biodiversity relevant

grasslands. Thus, the greening should urgently be adapted in order to meet with the requirements of climate and biodiversity protection.

### Individual motives

***Measures, which generate co-benefits for recreational activities, such as hunting, include a huge potential to plant wooden structures, implement field margins or other conservation measures (assumption 8).***

Farmers, who are hunters, are more willing than non-hunters to implement measures that increase habitats for the fauna by plantings, sowing etc., because this secures the long-term existence of their hobby. Farmers who are not hunters, however, also more frequently cooperate with hunters and thereby sometimes inadvertently supporting conservation measures. For example, due to increased damages from wild boars, game shooting margins are more often proposed and implemented in extensive maize cultivation regions (e.g., [61]; [62]). However, the value of such shooting margins for species conservation depends very much on their adequate management (e.g. consideration of breeding and setting times, unsprayed margins, seeds sown in low density etc.).

Since diverse measures with positive effects for species conservation and other natural assets, are mainly implemented for hunting relevant intentions, hunting communities become increasingly important as a cooperation partner for nature conservation. Nature conservation should thus more actively seek a dialog and potential cooperation with hunting communities in order to promote an ecologically sound design of conservation measures to be implemented by the hunting communities. Requirements for environmental advertisements are, for example, related to the design of shooting margins (s.a.). These are often intensively managed in order to generate further benefits, for instance, harvesting them as a substrate for biogas plants. Consequently, they are treated with fertilizers and pesticides and the rows are sown very densely so that arable weeds cannot germinate. If this would not be done, rare arable weed communities could develop. The potential synergy between shooting margins and species conservation has to be communicated by consultants and to be defined within the subsidy regulation.

### Economic and social motives based on legal obligations

Farmers are sensitive to lock-in effects. They want to maintain their scope of action [25] for economic reasons (*farm existence/loss aversion*) and/or for the principle of having decision-making autonomy over their property (*distributive justice*). The interviewed farmers raised concerns about not wanting to be punished for voluntarily planted and/or maintained landscape elements. Farmers would rather refrain from maintaining permanent grasslands or wooden structures, if they fear that these voluntary measures may become compulsory in future times (*instrumental trust*; cp. also [64]). Therefore, some farmers remove or convert certain landscape elements before they acquire the characteristics (e.g. size, age) that identify them for protection status (cp. also [64]). The same happens if they expect that conservation contracts might not be renewed. Fearing lock-in effects, a lot of grasslands have been converted into croplands in the course of the Cross Compliance regulation for permanent

grasslands [65] coming to force. This has sometimes happened even though some plots are continued to be managed as grasslands (e.g. like respondent F1), in order to maintain the grassland status. This behavior corresponds with findings from Weis et al. [27] that the fear of farmers for legal consequences prevents conservation contracts, even though they have a general willingness to implement the measures. If farmers trust the institution, that defines the contracts and the conservation rules, they will rather overcome their fear about the risks of lock-in effects and implement the required conservation measures [63]. Trust in legal authorities is important to motivate farmers to cooperate with nature conservation for conservation targets ([63]; [25]). In fact, individual interviewed farmers stated that they felt a loss of trust in environmental institutions and organizations. This was related, on the one hand, to stipulations and punishments, in cases of non-adherence (e.g. improper maintenance of hedgerows), and on the other hand, to the fact that voluntary measures became compulsory. I therefore assume that

***a farmer's willingness to voluntarily create/maintain a landscape element might be increased if measures are offered, which do not essentially restrict their scope of action (assumption 9).***

As a consequence of this discontent amongst respondents, at least one of the farmers (F3) consciously avoided cooperation with environmental institutions and organizations. He prefers to cooperate with the hunting community, to plant wooden structures as habitats for game. One reason for this might be the fact that he is a member of the hunting community (*identity*). More important for him however, was to preserve his scope of action in terms of deciding by himself, when and how he plants and maintains the planted habitat (*instrumental trust*). This is not the only example of farmers in Lower-Saxony who prefer self-organization in order to implement conservation measures. The self-organized and self-financed group Bunte Felder e.V. for instance, consists of biogas crop producers who have united to implement sown flower strips in a maize dominated region. By doing this, they want to reduce conflicts between the biogas crop producers and the local society [65]. Another example of farmers who have self-organized is the farming nature organization Rheiderländer Marsch e.V. [66]. These farmers are, like the interviewed farmers, also negatively opposed to the stipulations and proceedings of nature conservation institutions and organizations and prefer self-organization in order to implement conservation measures. According to the Rheiderländer Marsch e.V., nature conservation often decides "over the heads of the farmers" [66]. They argue that nature conservation institutions lack knowledge about the framing conditions of agriculture, which often leads to fatal stipulations for farmers (*instrumental trust*). Moreover, the knowledge that farmers could contribute to environmental measures is often scorned (*identity*). Farmers' acceptance for measures increases, if they can participate at the development and realization of the conservation measures [26]. The Rheiderländer Marsch e.V. proposes that the acceptance of nature conservation among farmers could be increased, if farmers were assigned with more responsibility with respect to the development, testing, and implementation of conservation measures [66]. This concept has already been put into practice by the organization. They have autonomously initiated, developed, implemented, and tested different protection measures, such as protective strips and aerie protection, for

rare birds of the Marsh region including the Montague's harrier (*Circus pygargus*), the Marsh Harrier (*Circus aeruginosus*) etc. To ensure a professional implementation, measures were scientifically assessed by ornithologists and they also cooperate with the sectoral planning [66]. The concerns of farmers and their potential consequences for nature conservation should be taken seriously. What needs to be determined, is which institutional proceedings has had led farmers to refuse cooperation with nature conservation institutions and organizations, so that they might be adapted for better outcomes. Environmental institutions should react and try to gain trust from farmers, as they depend on their cooperation for nature conservation process.

***One possibility to motivate farmers (who otherwise refuse to cooperate with nature conservation) to adapt their land management could be, to delegate them more responsibilities with regard to conservation measures (assumption 10).***

According to the principle of result remuneration, it might be worse to prove, if the landscape functions can benefit from an increased responsibility for farmers within measure development, testing and implementation. Proving the results instead of the application at least increases farmers' willingness to implement aem [26]. The advantages and disadvantages of this approach could, for instance, be assessed by stimulating related operational groups according to art. 56 of the EAFRD regulation, to realize targets defined in art. 55 "agricultural productivity and sustainability" of the EARFD [67].

## Conclusion

The results of the studies show that many farmers would agree to implement different kinds of conservation measures if certain prerequisites were met. The willingness to environmentally adapt their biogas crop production was mainly motivated by economic facts. Hence, almost all farmers only agreed to implement the proposed measures with the condition of attaining at least a balanced, or sometimes even higher, contribution margin compared to the otherwise practiced land management. However, other motives, such as the right of self-determination, trust in legal authorities, social benefits, and benefits for personal interests (hunting) also influenced their willingness to adapt their management of biogas crops. In exchange for such benefits, farmers sometimes even agreed with measures that had a reduced contribution margin.

A particularly relevant motive for implementation of a measure was its publicity effect. Even though different measures include the potential to improve the natural scenery and thus increase the publicity effect, biogas crop producing farmers mainly prefer the measure of sown flower strips. However, planning institutions should use this desire for good publicity to promote other related measures, which also include synergies with other landscape functions (flowering cultures, e.g. cup-plant; hedgerows etc.). Particular attention should be paid to measures that are linked to irreplaceable natural assets, such as unsprayed and unfertilized field margins or fallow strips to conserve regional arable weed banks. Farmers denied these measures, inter alia, due to its low visibility. If the publicity of such measures cannot be increased (e.g. by information boards, guided tours etc.), higher planning levels have to steer

the implementation of these measures, in order to protect the species for which these measures are relevant for.

An important motive for farmers to oppose conservation measures was a lack of self-determination in terms of measure implementation and maintenance. Farmers have lost trust in environmental institutions, with respect to impractical and bureaucratic stipulations, and voluntary measures that become compulsory etc. This loss in trust has already decreased the motivation of some farmers to cooperate with environmental institutions and organizations. Farmers claim to want more competencies and more self-determination regarding measures, their locations, and their maintenance. Under such conditions, many farmers would be more willing to implement conservation measures (e.g. [66]; [65]). Since an increased self-determination and sustained scope of action is an elementary precondition for some farmers, environmental institutions should demonstrate if and how this demand could be realized in congruence with nature conservation targets. It might be worthwhile to prove if the delegation of some competencies within the development, testing and implementation of measures might receive better results for the natural assets than the common conservation procedures. This might be assessed by pilot projects in the course of so-called operational groups funded by the EARFD [67].

Local producer groups or local farmer organizations, which target combined agricultural productivity and sustainability, could be supported. These groups can serve to develop a local identity and to include farmers in sustainability procedures. The identification with social groups can encourage individuals to act for the benefit of the group and to put their own interests second. Farmers prefer to contribute to the fulfillment of the public's demands and objectives (e.g. the conservation of the cultural landscape) if they identify themselves as being part of this community, local policy makers could help to reduce impacts from biogas crop production (and other agricultural sectors) by supporting the development of a local identity. Of course, the interests of nature conservation still need to be protected. This is particularly important as economic self-interest and targets to maintain the natural assets often conflict. However, a prerequisite for a voluntary commitment is trust ([63]; [31], [32]) and nature conservation has to find out how they can better approach farmers in order to increase the willingness of farmers to cooperate with nature conservation.

Shortcomings within regulations on higher administration levels, such as the EEG (espec. 2004 and 2009; [5]), lead to increased requirements for regulation on the local level. Thus, aside from the application of better communication and funding instruments, legal restrictions and obligations should be tested in terms of their effectiveness to solve impacts from biogas crop production.

## Acknowledgements

Particular gratitude is owed to the farmers, for their participation in the presented studies. I also want to thank the student assistants, who supported the discrete choice experiment by consulting the farmers and by helping to prepare the maps for the discrete choice experiment.

I want to thank the Ministry for Science and Culture of Lower Saxony, who enabled the studies by funding the project that these studies were part of, "Sustainable use of bioenergy: bridging climate protection, nature conservation and society". I am grateful for the very helpful feedback of the anonymous reviewers who have contributed to improve this work. Last but not least, I would like to thank Louise von Falkenhayn for polishing the language.

## References

1. Agentur für Erneuerbare Energien (2013) Bundesländer in der Übersicht. Installierte Leistung (el) Biogas pro km<sup>2</sup> Landwirtschaftsfläche. 2012. Available: [http://www.foederal-erneuerbar.de/uebersicht/bundeslaender/BW%7CBY%7CB%7CB%7CBB%7CHB%7CHH%7CHE%7CMV%7CNI%7CNRW%7CRLP%7CSL%7CSN%7CST%7CSH%7CTH%7CD/kategorie/top%2010/auswahl/361-instal-lierte\\_leistun/#goto\\_361](http://www.foederal-erneuerbar.de/uebersicht/bundeslaender/BW%7CBY%7CB%7CB%7CBB%7CHB%7CHH%7CHE%7CMV%7CNI%7CNRW%7CRLP%7CSL%7CSN%7CST%7CSH%7CTH%7CD/kategorie/top%2010/auswahl/361-instal-lierte_leistun/#goto_361). Accessed 1 December 2014.
2. 3N Kompetenzzentrum Niedersachsen Netzwerk Nachwachsende Rohstoffe e.V. (2014) Biogas in Niedersachsen. Inventur 2014. Available: [http://www.3-n.info/download.php?file=pdf\\_files/InfomaterialDownloadsBiogas/biogasinventur\\_niedersachsen\\_2014.pdf](http://www.3-n.info/download.php?file=pdf_files/InfomaterialDownloadsBiogas/biogasinventur_niedersachsen_2014.pdf). Accessed 22 June 2015.
3. Murek K (2013) EEG stellt Kulturlandschaft auf den Kopf. Available: <http://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/6/nav/355/article/19589.html>. Accessed 28 November 2014.
4. Deutsches Maiskomitee e.V. (2014) Silomaisanbaufläche in Deutschland im mehrjährigen Vergleich. Available: [http://www.maiskomitee.de/web/public/Fakten.aspx/Statistik/Deutschland/Anbaufl%C3%A4che\\_Silomais](http://www.maiskomitee.de/web/public/Fakten.aspx/Statistik/Deutschland/Anbaufl%C3%A4che_Silomais). Accessed 30 April 2015.
5. Erneuerbare-Energien-Gesetz vom 25. Oktober 2008 (BGBl. I S. 2074), das zuletzt durch Artikel 3 des Gesetzes vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542) geändert worden ist.
6. Gödeke K, Reinhold G, Vetter A, Peyker W, Graf T et al. (2011) Sachstandsanalyse Energiemais. „Energiemaisanbau - Auswertung agrarstatistischer Daten und Studien, Einordnung und Bewertung der Wirkungen des Energiepflanzenanbaus auf die Agrarflächennutzung.
7. Laggner B, Orthen N, Osterburg B, Röder N (2014) Ist die zunehmende Biogasproduktion die alleinige Ursache für den Grünlandschwund in Deutschland? – eine Analyse von georeferenzierten Daten zur Landnutzung. *Raumforsch Raumordn* 72 (3): 195–209.
8. Nitsch H, Osterburg B, Laggner B, Roggendorf W (2010) Wer schützt das Grünland. Analysen zur Dynamik des Dauergrünlandes und entsprechender Schutzmechanismen. Vortrag anlässlich der 50. Jahrestagung der GEWISOLA. Available: [ageconsearch.umn.edu/bitstream/93940/2/A3\\_3.pdf](http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/93940/2/A3_3.pdf). Accessed 10 March 2011.

9. Wiehe J, Rode MW, Kanning H (2010) Raumanalyse I. Auswirkungen auf Natur und Landschaft. In: Rode MW, Kanning H, editors. Natur- und raumverträglicher Ausbau energetischer Biomassepfade. Stuttgart: Ibidem-Verlag. pp. 21–90.
10. Rodriguez C, Wiegand K (2009) Evaluating the trade-off between machinery efficiency and loss of biodiversity-friendly habitats in arable landscapes. The role of field size. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 129: 361–366.
11. Bundesamt für Naturschutz (BfN) (2015) Artenschutz-Report 2015. Tiere und Pflanzen in Deutschland. Available: [https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/presse/2015/Dokumente/Artenschutzreport\\_Download.pdf](https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/presse/2015/Dokumente/Artenschutzreport_Download.pdf). Accessed 25 May 2015.
12. Marshall E, Moonen AC (2002) Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 89: 5–21. Available: [http://scholar.google.de/scholar\\_url?url=http://www.researchgate.net/profile/AC\\_Moonen/publication/229001621\\_Field\\_margins\\_in\\_northern\\_Europe\\_their\\_functions\\_and\\_interactions\\_with\\_agriculture/links/ofcfd510bdc7abf1fa00000.pdf&hl=de&sa=X&scisig=AAGBfm187RGecVw4k1xA-VMAdT3i-hhGMmA&nossl=1&oi=scholarr&ei=U2RGVYfVOZDdat61gYgJ&ved=0CCAQgA-MoATAA](http://scholar.google.de/scholar_url?url=http://www.researchgate.net/profile/AC_Moonen/publication/229001621_Field_margins_in_northern_Europe_their_functions_and_interactions_with_agriculture/links/ofcfd510bdc7abf1fa00000.pdf&hl=de&sa=X&scisig=AAGBfm187RGecVw4k1xA-VMAdT3i-hhGMmA&nossl=1&oi=scholarr&ei=U2RGVYfVOZDdat61gYgJ&ved=0CCAQgA-MoATAA). Accessed 3 May 2015.
13. Funk R, Engel W (2015) Investigations with a field wind tunnel to estimate the wind erosion risk of row crops. *Soil and Tillage Research* 145: 224–232.
14. Europäisches Parlament (2000) Das Subsidiaritätsprinzip. Available: [http://www.europarl.europa.eu/factsheets/1\\_2\\_2\\_de.htm](http://www.europarl.europa.eu/factsheets/1_2_2_de.htm). Accessed 5 May 2011.
15. Mante J, Gerowitt B (2009) Learning from farmers' needs: Identifying obstacles to the successful implementation of field margin measures in intensive arable regions. *Landscape and Urban Planning* 93 (3-4): 229–237.
16. Holst GS, Musshoff O, Doerschner T (2014) Policy impact analysis of penalty and reward scenarios to promote flowering cover crops using a business simulation game. *Biomass and Bioenergy* 70 (0): 196–206. Available: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0961953414003882>.
17. Bürgerinitiative für Ostrhauderfehn (2009) Biogasanlagen. Available: <http://bi-für-ostrhauderfehn.de/9.html>. Accessed 18 June 2015.
18. Deutsche Presse Agentur (2005) Immer mehr Biogasanlagen in Deutschland - Anwohnern "stinkt" es. Available: <http://www.verivox.de/nachrichten/immer-mehr-biogasanlagen-in-deutschland-anwohnern-stinkt-es-11507.aspx>. Accessed 17 June 2015.
19. Emmann CH, Arens L, Theuvsen L (2013) Individual acceptance of the biogas innovation: A structural equation model. *Energy Policy* 62 (0): 372–378. Available: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S030142151300726X>.
20. Hoffmeyer-Zlotnik, Jürgen H. P., editor (1992) Analyse verbaler Daten. Über den Umgang mit qualitativen Daten. Opladen: Westdt. Verl. 424 p.

21. Franz S (2004) Grundlagen des ökonomischen Ansatzes. Das Erklärungskonzept des Homo Oeconomicus. Available: <http://www.uni-potsdam.de/u/makrooekonomie/docs/stu-doc/stud7.pdf>. Accessed 13 June 2011.
22. Suchanek A, Lin-Hi N, Thommen J, Woll A (2009) Homo oeconomicus. Gabler Wirtschaftslexikon. das Wissen der Experten. Wiesbaden: Gabler.
23. Kirchgässner G (2000) Homo oeconomicus. Das ökonomische Modell individuellen Verhaltens und seine Anwendung in den Wirtschafts- und Sozialwissenschaften. Tübingen: Mohr Siebeck. xii, 362 p.
24. Pannell DJ, Marshall GR, Barr N, Curtis A, Vanclay F et al. (2006) Understanding and promoting adoption of conservation practices by rural landholders. *Aust. J. Exp. Agric* 46 (11): 1407.
25. Wilstacke L, Plankl R (1988) Freiwillige Produktionsminderung, empirische Analyse. Akzeptanz und Wirkungen des niedersächsischen Grünbracheprogramms und anderer Angebote zur freiwilligen Produktionsminderung. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag.
26. Niens C, Marggraf R (2010) Handlungsempfehlungen zur Steigerung der Akzeptanz von Agrarumweltmaßnahmen. Ergebnisse einer Befragung von Landwirten und Landwirtinnen in Niedersachsen. *Berichte über die Landwirtschaft - Zeitschrift für Agarpolitik und Landwirtschaft* 88 (1): 5–36. Available: [http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Service/BerichteLandwirtschaft/2010\\_Heft1\\_Band88.pdf?\\_\\_blob=publicationFile](http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Service/BerichteLandwirtschaft/2010_Heft1_Band88.pdf?__blob=publicationFile). Accessed 8 August 2015.
27. Weis J, Muchow T, Schumacher W (2000) Akzeptanz von Programmen zur Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft. In: Schweppe-Kraft B, editor. *Innovativer Naturschutz. Partizipative und marktwirtschaftliche Instrumente. Eine Zusammenfassung der Ergebnisse der Tagung "Innovative Instrumente des Naturschutzes - Konsequenzen für Forschung, Politik und Praxis" vom 1. - 4. Dezember 1997 an der Internationalen Naturschutzakademie Insel Vilm. Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz. pp. 107–120.*
28. Rost N (2008) Der Homo Oeconomicus. Eine Fiktion der Standardökonomie. *Zeitschrift für Sozialökonomie* 45 (158-159): 50–58. Available: <http://www.dreigliederung.de/download/2008-12-001.pdf>.
29. Bowles S, Gintis H (2002) Social Capital And Community Governance\*. *Economic Journal* 112 (483): F419-F436.
30. Hahn T (2005) Gesellschaftliches Engagement von Unternehmen. Reziproke Stakeholder, ökonomische Anreize, strategische Gestaltungsoptionen. Wiesbaden: Dt. Univ.-Verl. XI, 238 S. p.
31. Tyler TR (2006) *Why people obey the law*. Princeton, N.J.: Princeton University Press. vii, 299 p.
32. Tyler TR (2011) *Why people cooperate. The role of social motivations*. Princeton, N.J.: Princeton University Press. 1 online resource (215 p.

33. Tyler TR, Blader SL (2000) Cooperation in groups. Procedural justice, social identity, and behavioral engagement. Philadelphia, PA: Psychology Press. ix, 233 p.
34. Falk A (2001) Homo Oeconomicus Versus Homo Reciprocans. Ansätze für ein Neues Wirtschaftspolitisches Leitbild. Available: <http://e-collection.library.ethz.ch/eserv/eth:25582/eth-25582-01.pdf>.
35. European Parliament (2000) Subsidiarity. European Parliament Fact Sheets. Available: [http://www.europarl.europa.eu/factsheets/1\\_2\\_2\\_en.htm](http://www.europarl.europa.eu/factsheets/1_2_2_en.htm).
36. "Erneuerbare-Energien-Gesetz vom 25. Oktober 2008 (BGBl. I S. 2074), das durch Artikel 1 des Gesetzes vom 17. August 2012 (BGBl. I S. 1754) geändert worden ist". EEG.
37. Schatzman L, Strauss AL (1973) Field research. Strategies for a natural sociology. Englewood Cliffs, N.J.: Prentice-Hall. x, 149 p.
38. Flick U (2010) Qualitative Sozialforschung. Eine Einführung. Reinbek bei Hamburg: Rowohlt-Taschenbuch-Verl. 617 p.
39. Gläser J, Laudel G (2010) Experteninterviews und qualitative Inhaltsanalyse. Als Instrumente rekonstruierender Untersuchungen. Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwiss. 347 S p.
40. Saathoff W, Haaren Cv, Rode M (2013) Scale-Relevant Impacts of Biogas Crop Production. A methodology to assess environmental impacts and farm management capacities. In: Ruppert H, Kappas M, Ibendorf J, editors. Sustainable boenergy pduction. A integrated approach. Dordrecht: Springer. pp. 181–216.
41. Carson RT, Louviere JJ (2011) A Common Nomenclature for Stated Preference Elicitation Approaches. Environ Resource Econ 49 (4): 539–559.
42. Saathoff W (in prep.) The Value of Site-Specific Cartographic Information for Farmers' Decision Making Process to Implement Conservation Measures: Results from a Qualitative Discrete Choice Experiment.
43. Rees RM, Augustin J, Alberti G, Ball BC, Boeckx P et al. (2013) Nitrous oxide emissions from European agriculture - an analysis of variability and drivers of emissions from field experiments. BIOGEOSCIENCES 10 (4): 2671–2682.
44. Comission Regulation (EC) No 796/2004 of 21april 2004 laying down detailed rules for the implementation of cross- compliance, modulation and the integrated administration and control system provided for in of Council Regulation (EC) No1782/2003 establishing common rules for direct support schemes under the common agricultural policy and establishing certain support schemes for farmers. (EG) 796/2004.
45. (2014) Verordnung (EG) Nr. 1760/2000 zur Einführung eines Systems zur Kennzeichnung und Registrierung von Rindern und über die Etikettierung von Rindfleisch und Rindfleischerzeugnissen sowie zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 820/97.
46. Knierim A, Siebert R (2004) Towards multi-functional agriculture – what motivates German farmers to realise biodiversity conservation. Proceedings from the IFSA - Building

sustainable rural futures. Available: [http://ifsa.boku.ac.at/cms/fileadmin/Proceeding2004/2004\\_WS3\\_01\\_Knierim.pdf](http://ifsa.boku.ac.at/cms/fileadmin/Proceeding2004/2004_WS3_01_Knierim.pdf). Accessed 8 August 2015.

47. agrarheute.com (2014) Pachtpreise. Landwirte müssen tief in die Tasche greifen. Available: <http://www.agrarheute.com/pachtpreise-klettern-in-niedersachsen-und-rheinland-pfalz>. Accessed 8 August 2015.

48. Habermann H, Breustedt G (2011) Einfluss der Biogaserzeugung auf landwirtschaftliche Pachtpreise in Deutschland. German Journal of Agricultural Economics (GJAE) 60 (2): 85–100. Available: [http://www.gjae-online.de/news/pdfstamps/freeoutputs/GJAE-630\\_2011.pdf](http://www.gjae-online.de/news/pdfstamps/freeoutputs/GJAE-630_2011.pdf). Accessed 8 August 2015.

49. Emmann CH, Theuvsen L (2012) Einfluss der Biogasproduktion auf den regionalen Pachtmarkt. Berichte über die Landwirtschaft - Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft 90 (1): 84–112. Available: [http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Service/Berichte-Landwirtschaft/2012\\_Heft1\\_Band90.pdf?\\_\\_blob=publicationFile](http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Service/Berichte-Landwirtschaft/2012_Heft1_Band90.pdf?__blob=publicationFile). Accessed 8 August 2015.

50. Biertümpfel A, Reinhold G, Götz R, Zorn W (2013) Leitlinie zur effizienten und umweltverträglichen Erzeugung von Durchwachsener Silphie. Available: [http://www.tll.de/ainfo/pdf/ll\\_silphie.pdf](http://www.tll.de/ainfo/pdf/ll_silphie.pdf). Accessed 24 August 2015.

51. Wilken F, Benken M (2013) Durchwachsene Silphie in Niedersachsen. Available: <https://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/2/nav/74/article/21404.html>. Accessed 23 May 2015.

52. Biertümpfel A, Conrad M (2013) Verbundvorhaben: Erhöhung des Leistungspotenzials und der Konkurrenzfähigkeit der Durchwachsenen Silphie als Energiepflanze durch Züchtung und Optimierung des Anbauverfahrens. Teilvorhaben 2: „Optimierung des Anbauverfahrens und Bereitstellung von Selektionsmaterial“. Projekt-Nr.: 99.05; FKZ-Nr.: 22012809. Available: <http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/berichte/22012809.pdf>. Accessed 23 May 2015.

53. Wiehe J, Ruschkowski E v., Rode M, Kanning H, Haaren C v. (2009) Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus auf die Landschaft am Beispiel des Maisanbaus für die Biogasproduktion in Niedersachsen. Naturschutz und Landschaftsplanung 41 (4): 107–113.

54. Lind EA, Tyler TR (1988) The social psychology of procedural justice. New York: Plenum Press. xii, 267 p.

55. Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS), Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (BBR) (2007) Regionale Kulturlandschaftsgestaltung. Neue Entwicklungsansätze und Handlungsoptionen. Available: [http://www.bbsr.bund.de/BBSR/DE/Veroeffentlichungen/BBSROnline/2007/DL\\_ON182007.pdf?\\_\\_blob=publicationFile&v=2](http://www.bbsr.bund.de/BBSR/DE/Veroeffentlichungen/BBSROnline/2007/DL_ON182007.pdf?__blob=publicationFile&v=2).

56. Fuchs S, Stein-Bachinger K (2008) Naturschutz im Ökolandbau. Praxishandbuch für den ökologischen Ackerbau im nordostdeutschen Raum. Mainz: Bioland. 144 p.

57. Elsen Tv, Daniel G (2000) Naturschutz praktisch. Ein Handbuch für den ökologischen Landbau. Mainz: Bioland-Verl. 108 p.

58. Hofmeister H, Garve E (2006) Lebensraum Acker. Mit 32 Tabellen. Remagen: Kessel. 327 p.
59. EURLex (2002) 12002E174. Treaty establishing the European Community (Nice consolidated version) - Part Three: Community policies - Title XIX: Environment - Article 174 - Article 130r - EC Treaty (Maastricht consolidated version). Official Journal C 325 , 24/12/2002 P. 0107 - 0108. Official Journal C 340 , 10/11/1997 P. 0254 - Consolidated version. Official Journal C 224 , 31/08/1992 P. 0052 - Consolidated version. Available: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:12002E174:EN:HTML>. Accessed 18 May 2011.
60. Saathoff W, Haaren C, Dechow R, Lovett A (2013) Farm-level assessment of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions in Lower Saxony and comparison of implementation potentials for mitigation measures in Germany and England. *Reg Environ Change* 13 (4): 825–841.
61. Deutscher Jagdschutzverband e.V., Deutscher Bauernverband e.V., Kerkhof F, Goetzki J, Lutze G (2012) Schwarzwildbewirtschaftung in der Agrarlandschaft. Probleme und Maßnahmen. Ein Leitfaden für Landwirte und Jäger. Available: [https://www.jagdverband.de/sites/default/files/broschre\\_djv\\_schwarzwild\\_2012\\_o.pdf](https://www.jagdverband.de/sites/default/files/broschre_djv_schwarzwild_2012_o.pdf). Accessed 29 June 2015.
62. 3N Kompetenzzentrum Niedersachsen Netzwerk Nachwachsende Rohstoffe e.V. Blühende Lebensräume. Gezielte Maßnahmen zur Förderung der Artenvielfalt und zum Schutz der Wildpopulation. Available: [http://www.google.de/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=6&ved=oCDoQFjAF&url=http%3A%2F%2Fwww.3-n.info%2Fdownload.php%3Ffile%3Dpdf\\_files%2FInfomaterialDownloadsAnbauhinweise%2Fbluehstreifen\\_flyer.pdf&ei=4DeRVf-SaL8HAsG24YqIBw&usg=AFQjCNFQjrr3xWs9VJZ\\_mxGxPoLAvChcTA&bvm=bv.96783405,d.bGg](http://www.google.de/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=6&ved=oCDoQFjAF&url=http%3A%2F%2Fwww.3-n.info%2Fdownload.php%3Ffile%3Dpdf_files%2FInfomaterialDownloadsAnbauhinweise%2Fbluehstreifen_flyer.pdf&ei=4DeRVf-SaL8HAsG24YqIBw&usg=AFQjCNFQjrr3xWs9VJZ_mxGxPoLAvChcTA&bvm=bv.96783405,d.bGg). Accessed 29 June 2015.
63. Jongeneel RA, Polman NB, Slangen LH (2008) Why are Dutch farmers going multi-functional. *Land Use Policy* 25 (1): 81–94. Available: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0264837707000233>.
64. Osterburg B, Plankl R, Bernhards U, Klockenbring C, Rudow K (2003) Auswirkungen der Luxemburger Beschlüsse auf ländliche Räume, Agrarumweltmaßnahmen und die Ausgleichszulage. Studie im Auftrag des BMVEL. Available: <http://www.google.de/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=3&ved=oCC8QFjAC&url=http%3A%2F%2Fcore.ac.uk%3A8081%2Fdownload%2Fpdf%2F6380428.pdf&ei=V5hE-VbebBYLXarLXg-YAF&usg=AFQjCNGCl6pwWAZGMRz3vVk4zVB4rXJFHw&bvm=bv.92291466,d.d2s>. Accessed 2 May 2015.
65. Landvolkinitiative Bunte Felder e.V. Landvolkinitiative Bunte Felder e.V. Available: <http://www.bunte-felder.de/>. Accessed 12 August 2015.
66. Der Landwirtschaftliche Naturverein (LNV) Rheiderländer Marsch e.V. Der Verein & seine Ziele. Available: <http://www.lnv-ev.de/verein.html>. Accessed 13 March 2014.

67. (2013) REGULATION (EU) No 1305/2013 of 17 december 2013 on support for rural development by the European Agricultural Fund for Rural Development (EAFRD) and repealing Council Regulation (EC) No 1698/2005. EAFRD.

## Supporting information

S1 Tab.: Motives of biogas crop producers for and against conservation measures [s. Anhang IV]

## 10. Paper VI: „The Value of Site-Specific Cartographic Information for Farmers’ Decision Making Process to Implement Conservation Measures: Results from a Qualitative Discrete Choice Experiment.“

Verfasst von

Wiebke Saathoff

Einreichung geplant

## Abstract

Agriculture shapes the cultural landscape and influences the landscape functions. Depending on its' intensity, the management of food, fodder, or biogas crop cultivation, will to various extents affect landscape functions; such as the CO<sub>2</sub>-retention function, the habitat function, and the soil fertility function. Impacts on such functions may be prevented if land management is adapted. That such adapted management is not sufficiently practiced at present, is evident by the enormous loss of species from agricultural landscapes or the essential amount of greenhouse gas emissions, released in the course of agricultural practices. If farmers are to adapt their land management towards preserving landscape functions, they require full information about potential impacts of their current management on landscape functions, as well as information about site specific conservation measures and their costs. The lack of such data could be one reason (among others) why some farmers do not implement any conservation measures. The paper seeks to answer the question, would the availability of site-specific, cartographic information, about impacts of biogas crop cultivation and potential conservation measures, including their costs, influence the decisions of farmers to adapt their biogas crop management. For this reason, seven biogas crop producing farmers were interviewed within a qualitative study, which was compiled as a generic discrete choice experiment. They were questioned about their management preferences, using different information and choice sets that were based on plot-level maps of a virtual biogas crop producing farm.

The results indicate that maps about farm management impacts, potential conservation measures, and their costs on plot-level, influence the decision-making processes of farmers with respect to conservation measures.

## Introduction

In different regions of Germany, particularly within Lower Saxony, biogas production has been vastly expanded, in the last years. Consequently, the cultivation area of the main biogas crop maize (85 % of total substrate; *3N Kompetenzzentrum Niedersachsen Netzwerk Nachwachsende Rohstoffe e.V.*, 2014, has increased by 300,000 ha between 2003-2012 in Lower Saxony (*Murek*, 2013). In arable regions with richer soils, where maize was previously a rather uncommon crop, its introduction has increased crop type diversity and -rotations (*Karpenstein-Machan & Weber*, 2010; *Gödeke et al.*, 2011; *3N Kompetenzzentrum Niedersachsen Netzwerk Nachwachsende Rohstoffe e.V.*, 2014; *Scheftelowitz et al.*, 2014). In other regions of Lower Saxony, particularly where maize is typically cultivated for fodder production for animal husbandry (but also in other regions), the addition of maize cultivation for biogas crop production has significantly increased the total maize area. In some regions, the portion of maize from the total cropland area has even exceeded 50% (*Gödeke et al.*, 2011; *3N Kompetenzzentrum Niedersachsen Netzwerk Nachwachsende Rohstoffe e.V.*, 2014; *Scheftelowitz et al.*, 2014 etc.). This has caused cumulative effects, such as for instance, a decrease in crop type diversity in favor of maize and high-grade crops (e.g. winter wheat, *Murek*, 2013). Moreover, it is expected (e.g. *Scheftelowitz et al.*, 2014) that the increased competition between the different land use sectors is responsible for vast conversions of grasslands into cropland. Additionally, the conversion of grassland ecosystems has occurred in ecological vulnerable areas, such as on peatlands, in flora fauna habitat, or in areas of water protection (*Nitsch et al.*, 2010). Ecologically valuable small landscape patterns, such as unsprayed field margins and other field margins (*Schumann*, 2010; *Scheftelowitz et al.*, 2014), have vanished in the course of the increased land use competition. These structural changes have severe impacts on natural assets. Habitats and habitat networks for the species in the agricultural landscapes decline or even vanish and

thereby so too do the biogas production might be reduced or even prevented, if management strategies are adapted to suit environmental requirements. Conservation measures, such as grassland conservation, unsprayed or sown field margins, planting hedgerows etc. might serve to increase the area of habitats and their networks, maintain the CO<sub>2</sub>-retention function of biotopes, or conserve the soil fertility function of croplands. Declining biodiversity (*Bundesamt für Naturschutz (BfN), 2015*) and huge greenhouse gas emission rates from agriculture (*Rösemann et al., 2015*) however, indicate that related conservation measures are still not sufficiently practiced at the present.

The dimension of an impact depends on i) the type, force etc. of a *pressure* and ii) on the specific *sensitivity* of the site towards this pressure, with respect to a considered impact for a certain natural asset (cp. DPSIR-analysis; *European Environment Agency (EEA), 2007*). This implies that a certain pressure can have different impacts depending on in which site conditions it takes place. Farmers have to be aware of these implications, for the different natural assets, if they are to prevent related impacts. They require detailed site-specific information about which pressures exist for which natural assets and how related impacts might be prevented. Conservation measures are often not implemented due to a lack of advantageous economic results (*Wilstacke & Plankl, 1988; Knierim & Siebert, 2004; Pannell et al., 2006; Niens & Marggraf, 2010*). For this reason, information about the costs of a conservation measure is also essential for farmers in deciding whether they want to implement a measure. The lack of data about site-specific impact potentials of certain managements, potential conservation responses and their costs might be one reason (among others) for why there is still a large deficit of environmentally adapted land management. According to results from a survey with 621 farmers from Lower Saxony (*Niens & Marggraf, 2010*), the willingness of farmers to implement agri-environmental measures can be increased by a precise, farm-related and practical environmental consultation. The visual presentation of information through geographical, thematic, and knowledge maps, for instance, can support the learning and communication processes of individuals (*Schnotz, 2002; Verdi & Kulhavy, 2002*). The author thus hypothesizes that a plot-precise cartographic presentation of these causalities between land management, impacts and conservation measures will support the cognitive processing of the transferred information, and thereby supports the decision process and, in some cases, may even change a farmer's decision to implement a measure.

So far, little attention has been paid to this potential. Many studies discuss the vast expansion of biogas production (*Gödeke et al., 2011; 3N Kompetenzzentrum Niedersachsen Netzwerk Nachwachsende Rohstoffe e.V., 2014; Scheftelowitz et al., 2014*) and its resulting impacts on natural assets (*Klein, Fischer & Sandkühler, 2009; Wiehe, Rode & Kanning, 2010; Rühmkorf et al., 2011; Demuth et al., 2014; Knudsen et al., 2014; Laggner et al., 2014*) etc.). Response possibilities are also discussed to reduce related impacts (*3N Kompetenzzentrum Niedersachsen Netzwerk Nachwachsende Rohstoffe e.V.; Vetter, 2009; Karpenstein-Machan & Weber, 2010; Peters, Schultze & Stein, 2010; Vollrath, Kuhn & Werner, 2010; Glemnitz et al., 2014*). However, so far, there is no known study that assesses the potential of fostering implementation of conservation measures, within biogas crop production, through the supply of site-specific data (GIS based maps) about environmental impacts, related conservation measures, and their costs.

### Objective and outline

For this reason, the paper seeks to address the question; how spatially detailed information about environmental impacts of farm management practices, associated environmental response measures and their costs, can influence the willingness of farmers to environmentally adapt their biogas crop production?

A generic discrete choice experiment (dce) was created in order to address this question. The paper starts by explaining the study design (methods). The results of the dce will be presented in the next section. Following on from this, the results will be discussed in terms of their relevance for environmental planning. This will be followed by a conclusion.

## Methods

### Data

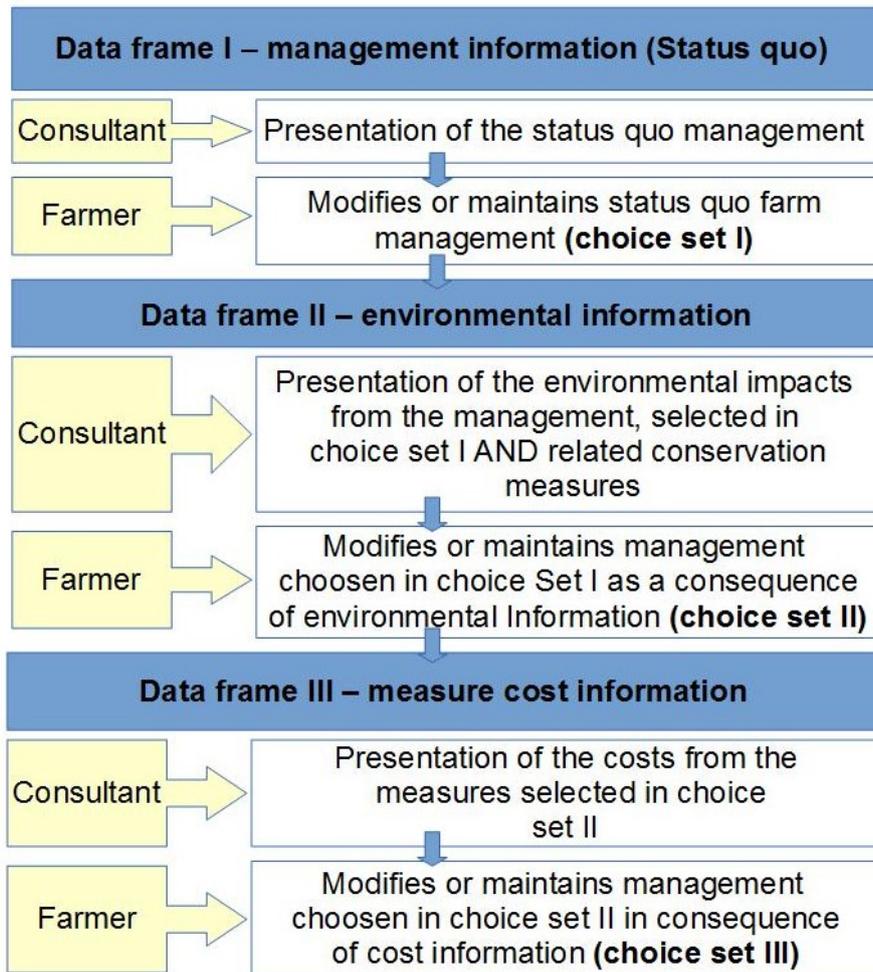
In order to prove if and how spatially-detailed information about impacts from agricultural land use, potential conservation measures and their costs, influence the decisions of farmers to implement a measure, a generic discrete choice experiment (dce) was executed using a sample group. Owing to the complexity of the design study (see below), the sample group needed to be restricted. In selective sampling (*Schatzman & Strauss, 1973*), seven biogas crop producing farmers, representing different natural environments of Lower Saxony, Germany, were chosen as the sample group.

The dce based on maps of a virtual farm, were prepared in GIS Arc map and MANUELA, a GIS-based farm environmental management software (cp. (*Haaren, Hülsbergen & Hachmann, 2008; Haaren et al., 2012*), in advance of the experiment. Thereby, data of three test-farms from Lower Saxony, whose land uses and habitats were mapped during a pre-study (cp. *Saathoff, in prep.*), were mixed, adapted and assessed with respect to management impacts to habitat quality, habitat connectivity (cp. (*Haaren, Hülsbergen & Hachmann, 2008; Haaren et al., 2012*), CO<sub>2</sub>-retention (cp. *Saathoff et al., 2013* and exposure to wind erosion (soil fertility; cp. *Müller & Waldeck, 2011*). The result was a cartographic, plot-precise (GIS Arc) map of a virtual farm, in which different cultivation plans could be chosen, landscape elements (here hedgerows and flowering strips) could be positioned, and grassland plots could be converted to cropland to optional proportion.

The data about the costs of the different adapted management practices were already calculated before. The cost of the contribution margins were calculated for different crop-precrop-combinations for the site-conditions of the virtual farm (*Zimmermann & Karpenstein-Machan, 2012*). The input data was taken from the KTBL-database costbenefit accounting crop production (*Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL)*, no date) and the LfL contribution margin and calculation data (*Faulhaber*, no date; *Zimmermann & Karpenstein-Machan, 2012*). The costs for the calculated flowering strips included the profit loss from the non-cropped margin area, the material costs for the seeds, the costs for weed control and the machining costs (*Zimmermann & Karpenstein-Machan, 2012*). The costs for the hedgerows as a habitat network only included the working input of the farmers. This was the case as it was assumed, that the material was funded by a regional tree/hedgerow planting program, which exists in some areas (cp. (*Schleyer & Plieninger, 2011*). The costs of the different measures for winderosion prevention was calculated either, on the basis of a loss within the contribution margin (s. above), or on the basis of KTBL-data about the costs of hedgerow-plantings (in this case as a windbreaker; *Ackermann, 2006*). To calculate the profit or loss in maintaining grasslands, their contribution margins was related to contribution margin of maize. This was done as, in the most cases, maize is cultivated on converted grasslands (*Nitsch et al., 2010*) and the virtual farm consists of a biogas crop production farm and thus needs maize cultivation areas.

## Study design

The design of the dce is illustrated in figure 1:



**Fig.1: Design of the discrete choice experiment**

In discrete choice experiments (dce), respondents have to choose between two or more distinct alternatives from choice sets in an experimental design. Moving from one to another set of questions may support the learning process among the respondents (Carson & Louviere, 2011). In this case, three choice sets were included into the dce (sequential version, cp. Carson & Louviere, 2011). Thereby, I wanted to assess the learning effect of the agents, between the different choice sets and analyze the role of the new information on the willingness of farmers to adapt their land management. In accordance with the second research question, regarding the information value (see above), information about potential environmental impacts from bio-gas crop production, related conservation measures, and their costs, varied between different information levels. In the experiment, three sequences of questions (choice sets) were presented to seven farmers (s. above). Each of the choice sets were embedded in a GIS data frame, showing a virtual land management. Farmers adapted the management according to their preferences. Owing to the complexity of this concept, each farmer was accompanied by a personal (student) consultant. The consultant explained the map contents to the farmers, asked them for their respective choices, marked the choices in the GIS data frame and wrote down farmer's oral explanations for their choices, if they were stated.

In the first data frame, we predefined a feasible farm management type as a status quo alternative (marked with \*, tab. 1) for the following choice sets.

**Tab. 1: Selectable farm management alternatives in the discrete choice experiment as a basis for assessing impacts on habitat quality, soil erosion, and the risk for land use change related CO<sub>2</sub>-emissions;**

<b>Management alternatives to assess habitat quality (species protection)</b>	
Share of arable crops	
A	maize: 52 %, winter wheat (WW)/winter barley (WB): 34 %, potatoes: 14 %
B*	maize: 38 %, WW/WB: 31 %, potatoes: 18 %, rape seed: 13 %
C	maize: 18%, WW/WB: 25%, potatoes: 16%, winter rye (WR): 24%, rape seed: 11%
D	maize: 15 %, WW/WB: 20 %, potatoes: 14 %, rape seed: 12 %, oat: 10 %, WR: 14 %, sugar beet (SB): 11 %, silphie: 4 %
hedgerows	
i*	small percentage of hedgerows
ii	higher percentage of hedgerows
field margin - sown wildlife mixture strip	
0*	0 % share of sown wildlife mixture strip in total arable land
1	1 % share of sown wildlife mixture strip in total arable land
3	3 % share of sown wildlife mixture strip in total arable land
7	7 % share of sown wildlife mixture strip in total arable land
<b>Management alternatives to assess soil degradation due to wind erosion (soil fertility)</b>	
A*	maize
B	maize with overwintering stubbles
C	undersown maize (overwintering) OR wintercrops
D	undersown maize (overwintering) OR wintercrops AND windbreak in main wind direction
E	permanent vegetation cover OR undersown maize (overwintering) with respective winter-crops AND windbreak in main wind direction AND in second most relevant wind direction
<b>Management alternatives to assess the risk for CO<sub>2</sub>-emissions due to conversion of grassland<sup>1</sup> into cropland (indicator: soil type):</b>	
A	ploughing fen, pseudogleys, gleysols
B	ploughing fen, pseudogleys
C	ploughing fen, gleysols
D	ploughing fen
E	ploughing pseudogleys, gleysols
F	ploughing pseudogleys
G	ploughing gleysols
H*	no ploughing/grassland conversion

<sup>1</sup> it was assumed that the general prohibition to convert permanent grassland, according to the Cross Compliance regulation for Lower Saxony, was not yet in force.

After the status quo management was introduced, the consultants asked the farmers if they wanted to change any management practices or landscape elements (choice set I). Farmers could choose between three or more (multinomial) alternative management practices or landscape element dimensions (only hedgerows had only two versions to choose from; tab. 1; sequential multinomial choice, cp. *Carson & Louviere, 2011*). Each management aspect contained a worst-case, a best practice, and one or more intermediate alternatives.

Once farmers had completed their selections in the first choice set, consultants switched to the second GIS data frame and gave them information about the respective environmental impacts and the potential conservation measures. After this step was completed, consultants asked them again if they would like to change their management taking into consideration the given environmental information (choice set II). Consultants marked the selected changes on the map. They then switched to the third data frame and informed the respondents about the environmental impacts, and additionally, about the costs of the selected management practices. Finally, the consultants asked their respondents one last time whether they wanted to adapt their virtual farm management according to this new information (choice set III). The environmental impacts and costs of this final selection were presented to the farmers.

The discrete choice experiment concluded with a discussion with the farmers (focus group) about their opinions towards the proposed measures, the impact assessment, and the predefined management etc. The answers were recorded in writing. The results from the dce were analyzed by a qualitative typology creation (cp. *Kluge, 2000; Maas & Walter, 2007*).

## Results

Table 2 shows the reaction of the interviewed farmers to the given environmental and economic information. The cases, in which farmers changed their minds after being given information, are marked since they indicate the role information plays for farmers in decision making processes. In each interrogated management aspect, at least two out of the seven farmers changed their choices once they received information pertaining to the environmental assessment and proposal of conservation measures (tab. 3). This reveals the general value of the management related environmental and cost information. The usage of the given environmental information by the farmers seemed to vary with each measure. This was particularly the case for sown flowering strips. In choice set I, none of the farmers had sown flowering strips because they did not view them to be an option. However, after the consultants proposed that farmers implement flowering strips of at least 1%, 3% or 7% of their total agricultural area, as a conservation measure, all farmers implemented at least 1%. This implementation however, did not seem to be initiated due to the information about the benefits for biodiversity. One farmer reported that he would also implement flowering strips without getting information about the environmental impacts. He stated that he would rather implement flowering strips for image rather than for conservation reasons. Most of the farmers stated that they would implement sown wildlife strips only for publicity reasons rather than for nature conservation.

**Table 2: Management adaptations within the choice sets of the discrete choice experiment accordant to the different information levels**

Management aspects	Agents: farmers (F) 1-7						
	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7
Crop type diversity – choice I (management inf.)	B	B	B	C	C	C	B
Crop type diversity – choice II (env. Inf.)	B	B	C	C	C	C	C
Crop type diversity – choice III (cost inf.)	B	B	C	C	C	C	C
Hedgerows – choice I (management inf.)	i	i	i	i	i	i	i
Hedgerows – choice II (env. Inf.)	i	i	ii	i	i	i	ii
Hedgerows – choice III (cost inf.)	ii	i	ii	i	i	i	ii
Field margin - sown wildlife mixture strip – choice I (management inf.)	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Field margin - sown wildlife mixture strip – choice II (env. inf.)	7%	1%	1%	1%	1%	1%	3%
Field margin - sown wildlife mixture strip – choice III (cost inf.)	3%	1%	1%	1%	1%	3%	3%
Wind erosion – choice I (management inf.)	C	C	C	C	D	C	C
Wind erosion – choice II (env. inf.)	D	C	C	C	D	C	E
Wind erosion – choice III (cost inf.)	C	C	C	C	D	C	E
Grassland conversion – choice I (management inf.)	G	H	H	H	A	H	H
Grassland conversion – choice II (env. inf.)	G	H	H	H	A	H	H
Grassland conversion – choice III (cost inf.)	F	H	H	H	A	H	G

Legend:  = choice set I – solely based on management information;  = choice set II – based on information about environmental impacts of farm management and conservation measure proposals;  = choice set III – based on information about the proposed environmental measures)

The given information affected the decision making of farmers differently. Three farmers were completely insensitive to any given information, i.e. the information had no influence to their decision making process. Two farmers were little influenced and the information only strongly influenced the decision making of two

farmers. According to the type of information that dominated their decision making process, four types of information receptiveness, were assigned to the seven farmers within a typology (fig. 1). The results will be presented according to the defined types (tab. 3).

**Tab. 3: Impact of information on decision making, according to the information content**

Decision dominated by	Influence of information on decision making		
	None	Some	Strong
<b>Environmental information</b>	F2, F4, F5	F3, F1	F7
<b>Economic information</b>		F6, F7	F1

### **Strong receptiveness of...**

#### ...environmental information

F7 reacted the most to the environmental information given in the dce. Once given the environmental information, he adapted his choices three times to environmentally improve his management practices. Only once did he adapt his decision on the basis of cost information, when he decided to convert grassland on gley soils to cropland. The conversion was more profitable, than the grassland management. However, the provided environmental information influenced him in this case, because he consciously chose to convert on the soil type with the smallest release of CO<sub>2</sub>-emission when converted (cp. Saathoff et al. 2011).

#### ...cost information related to conservation measures/management alternatives

F1 had as many management adaptations on his virtual farm as F7 in the course of the given information. However, he based his decisions on information about costs. Nevertheless, in one case this also led to an environmental improvement (tab. 4). He decided, for two reasons, to plant more hedgerows in order to improve the habitat network for species. Firstly, he noticed that on the map (visualization effect) that several hedgerows of the planned habitat network did not immediately adjoin his plots. Secondly, the cost information included the hint that he would only have to pay for the labour to plant the hedge but would not have to pay material costs since they are paid by a regional funding program. The information about the costs to implement sown wildlife strips (flowering field margins) led to a reduction of 7% to a 3% share at the total farm area, even though he has been informed about the environmental implications. This is however, still more than the maintained 0% in choice set I (cp. tab. 1, 2). When F1 received the results about the impacts of the management he chose in choice set 1 to soil fertility, he chose to improve his management in choice set II. He however, canceled this decision in choice set III once he was informed about the cost of this adaptation. This selection was no worse than the status quo choice (tab. 4). The only real impairment was induced by the reaction to the information about the opportunity costs to maintain grassland on different soil types. F1 decided to convert on the pseudogley soils, rather than on gleysols soils, and this results in higher CO<sub>2</sub>-emissions. He defended his decision by the fact that the Pseudogley-areas are larger than the Gley-areas and that he would not need as much grassland for the listed cattle-stock nor for the biogas plant.

**Tab. 4: Impacts of the decisions of farmers on natural assets, based on environmental and cost information**

Impacts of farmers decisions based on environmental and cost information about the natural assets	Number of cases
Economic information led to env. improvement	2
Economic information led to env. impairment,...	4
...worse than the status quo	2
...equal to the status quo	1
...more ecological than the status quo	1
Environmental information led to env. improvement	6
Environmental information led to env. impairment	/

### **Some receptiveness of...**

#### ...environmental information

F3 changed his crop type composition from alternative B to C, after he had heard that poor crop type composition (nearly monocultural) causes habitat loss and thus reduces species diversity (tab. 2). The cost information about the chosen crop species alternative did not motivate F3 (or any other farmer) to select another crop species alternative, even though alternative B included a slightly higher contribution margin (~ 600 €). The best case alternative, related to crop diversity (alternative D), also accounted for the highest contribution margin (6,700 € higher than alternative C). However, neither F3 nor any other farmer decided to choose it. Some farmers doubted this calculated profitability.

Moreover, F3 increased the portion of hedgerows once he learned about their value for species and the link with increased habitat network connectivity. He did not make any further changes after the first chosen alternatives in the choice sets I.

#### ...cost information related to conservation measures/management alternatives

F6 only made one change (except for sown wildlife strips, s. below). After receiving the cost information, he switched from 1% to a 3% share for sown flowering strips in the total farm area, even though the costs were higher at a 3% share. Thus, the cost information led to an environmental improvement.

### **No receptiveness to environmental and cost information related to conservation measures/management alternatives**

Three of the seven participants did not make any changes after their first selection in choice set I. Precise reasons why they ignored the given environmental and cost information could not be discovered. However, some information might give hints about their motives. All three farmers had firm ideas about how to manage a farm. F2 and F5 had a quite economic-based decision focus, with F2 making the most economic-based selections. He caused that by the situation on his personal farm (even though the questions related to the virtual farm). According to his point of view, planting of hedgerows for habitat networks or to mitigate wind erosion would not be necessary, because his region already contains a large amount of wooden structures.

He believes that he has to deal with enough stipulations as his actual farming area is situated in a landscape protection area. F<sub>5</sub> also had a quite economic-based decision focus. He was the only farmer who converted all grassland area into cropland for economic reasons. He even wanted to feed the defined cattle stock with grass, undersown in maize fields, even though another farmer indicated the low quality of this kind of fodder for the cattle. However, he chose alternative C at the crop type diversity stage and alternative D to help prevent wind erosion. F<sub>5</sub> was the most critical with respect to the design of the dce. He seemed to focus on single, (according to his point of view) incomplete or unrealistic descriptions within the experimental design, while the others could better understand the abstract situation. F<sub>4</sub> was very well informed about conservation measures. He reported that he has implemented on his farm a number of different measures, such as water protection strips, sown flowering strips, and cultivation of silphie. He was open to the information but he had firm ideas of how to environmentally manage a farm, he could however accept economic points of view. For instance, (as well as F<sub>2</sub>) he denied the more ecological friendly wind erosion protection measures, because he stated that he knew of better methods to prevent soil degradation, such as mulch seedbeds, conservational tillage, undersown crops, or intertillage.

## Discussion

A target of the dce was to answer the question: can a site-specific visualization of management impacts and potential conservation measures and their costs increase the willingness of farmers to environmentally adapt their land management. I identified three main types of information receptiveness from the answers of the dce by a qualitative typology. Qualitative typologies seek psychological representatives, instead of statistical significance, since the explored phenomena are not assessed in their factual prevalence but rather in their psychological motivational structure (Maas & Walter, 2007). Three types of receptiveness of spatially-detailed cartographic environmental and cost information could be identified within the typology:

1. strong receptiveness of...
  - a. environmental information or/and
  - b. cost information related to conservation measures/management alternatives
2. some receptiveness of...
  - a. environmental information or/and
  - b. cost information related to conservation measures/management alternatives
3. no receptiveness to environmental and cost information related to conservation measures/management alternatives

The results show that the natural assets can benefit from a transfer of cartographic spatially-detailed information about land management impacts and potential conservation responses. According to Niens and Marggraf (2010), almost one quarter (23,17%) of 621 questioned farmers in Lower Saxony are dissatisfied with the present quality of consultation for agri-environmental measures. Moreover, 42,5 % had the feeling that they have only partly received a good consultation. Almost 75% of the respondents wished for themselves a more farm-related consultation for aem implementation. Great importance was also attached to a consultation with sufficient professional knowledge. All in all, the study results of Niens and Marggraf (2010) revealed an important potential to increase farmers' willingness to participate in aem, if they receive a pro-

fessional, farm-related consultation. Results from Luz (Luz, 1994) reveal that farmers' acceptance of environmental programs can be significantly increased, if advice is provided by a personal consultant. The information about farm-specific impacts and the explanation of the conservation targets is crucial for the success of the conservation measures (Luz, 1994). That education and demonstration projects have the potential to increase farmers' willingness to participate in environmental measures however, has also been proven by other studies (Vanslebrouck et al. 2002). A consultation, which visualizes management impacts and potential environmental responses by maps can help to clarify vague ideas about where and how measures should be implemented. Thereby, the general implementation rate of conservation measures could be increased. In the case of planting hedgerows to establish a habitat network, F1 for instance, could be motivated to, because not as many hedgerows as he imagined actually adjoined his plots. Moreover, farmers were more willing to plant hedgerows if they were placed along natural borders, such as paths and ditches. Visualization and discussion based on site-specific maps can help to find compromises and prevent general neglect. Farmers may generally refuse a measure, because the concrete preconditions of the measure (e.g., the placement) might not be clear to the farmer or he is not aware that there is a certain flexibility available to adapt the measures to suit his preferences.

The ideal information receptiveness type corresponds with *strong receptiveness for environmental information*. Originally harmful land management can be improved in order to prevent impacts on natural assets, if the clients are open to such kinds of environmental information. At this point, it has to be stated that even if the influence of either environmental or cost information dominated the choices of a farmer, this does not exclude a certain influence of the other information topic. In the case of F1, for instance, economic information had a higher influence on his decisions, than environmental information. Nevertheless, environmental information also motivated him to other choices, even though, these choices were partly revised, after he received the cost information. Thus, there might also be mixtures of the different types, as in the case of F1, who had some receptiveness for environmental information and a strong receptiveness for cost information.

Certain improvements could also be stated for the "some receptiveness of environmental and/or cost information"-type. In six cases, the information about the potential environmental impacts of the initial chosen management, lead to environmentally adapted land management (tab. 4). However, not only does environmental information have effects. Also information about the cost of the proposed conservation measures motivated farmers, in three cases, towards a more ecologically friendly management than they chose in their first choice in choice set I. Only in one case does the environmental information lead to a decision with more impacts on a natural asset. A reason for the environmental adaptations after they had gotten the cost information might be that farmers had previously no clear or differing ideas about the costs of the proposed conservation measures. The relevance of the cost information for nature protection may also be explained with respect to grassland conservation. In the last years, many farms have been abandoned, in Germany (cp. Gurrath, 2011). Even though, this development has slowed down (Bundesministerium für Ernährung, 2015), it is likely to be continued. Particularly smaller farms and farms of certain production sectors, such as the dairy sector, are threaten by abandonment. Abandoned farms are usually taken over by other farms. In this course, grasslands are often converted into croplands – either because the assuming farm has no cattle or because it has a more profitable usability for the land. Thus, if owners of farms, which are threaten by abandonment for economic reasons implement uneconomical conservation measures, this also endangers the maintenance of more or less valuable grassland habitats. Grasslands however belong to the most biodiverse biotopes in Europe. Thus, it has to be individually considered against the background of each single farm, if the implementation of certain measures includes trade-offs for both, the farmer and nature conservation.

This once more underlines the relevance of individual farm consultation, including both, environmental and cost information. That the demonstration of cost information does not necessarily lead to less environmental decisions, could be proven by this work (s. tab. 4).

The importance of environmental consultation to reduce and prevent impacts from land management is also reflected by the present ELER regulation. Article 15 of the ELER regulation describes the development and support of environmental consultancies as a declared target (art. 15; *Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung & Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung, 2007*). Owing to the fact that some farmers do not seem to have any receptiveness to environmental or conservation cost related information about measures, nature conservation faces the challenge of how to approach these farmers. Further research is required in order to differentiate the “no receptiveness for environmental and cost information related to conservation measures”-type according to the different underlying motives.

The transcriptions of the statements during and after the dce revealed a number of different potential motives for information unreceptiveness. At least two of the three biogas crop producing farmers, who did not react to the given information, were strongly focused on the profitability of their management and one of them even doubted the calculated costs. His mistrust in the calculated costs might be the reason for why he did not change his management choices. The second of these two farmers based his refusal to improve his management with his personal farming situation. He believes that he is subjected to enough stipulations; because many of his farmed areas are situated in a landscape protected area. This also seemed to decrease his general willingness to implement the virtual conservation measures within the experiment. He could not detach himself from his personal situation.

One reason for why some farmers barely or did not react to any information could be the content of the information, and its relation to the main motives of farmers to implement conservation measures. Results from the dce and a pre-study, executed with three farmers within a focused interview (Saathoff, in prep.), reveal that a main motive for biogas crop producers to implement conservation measures was the publicity effect of the measure. Thereby, many farmers expected a reduction of conflicts with the public and other interest groups, regarding the management practices of their biogas crop cultivation. Hence, the reactions of farmers to the information might have been more significant within the dce, if the proposed measures had targeted an improvement to the natural scenery aesthetics. This highlights an opportunity and a challenge for nature conservation. There is an opportunity for environmental consultancies to increase the acceptance of certain nature conservation measures, if these have synergies with the recreational function, i.e. if they upgrade the natural scenery. If they visualize those synergies, formerly uninterested farmers might gain interest to implement certain measures. The challenge however, is that there are important conservation measures that might not be convincing in terms of their effect on the natural scenery, which are however, irreplaceable for nature conservation. Arable field margins, for instance, are rather invisible. Yet, they are very important in preserving local arable weeds from extinction. Measures like these have to also be promoted. It should be proven whether the implementation of invisible but important conservation measures could be increased by increasing the public's awareness. This might be achieved by local information campaigns, by guided tours, information boards etc. (cp. Saathoff, in prep.). A content-specific reason for non-receptiveness was related to the maintenance of the CO<sub>2</sub>-retention function. Even though most of the virtual grassland area was maintained within the dce, this occurred for reasons other than CO<sub>2</sub>-retention. The relevance of adapted land management to prevent greenhouse-gas emissions was, except from one farmer, not acknowledged. This indicates the information deficit that exists for many farmers, with respect to the relevance of climate-friendly land management. A chance to improve the understanding of

farmers about this topic is linked to the common agricultural policy. Climate protection is a central target of the common agricultural policy and a funding priority within the present ELER program. ELER includes the chance to illustrate to farmers the significance of a climate-friendly land management by funding the supply of scientific support and environmental farm management- software.

Another potential reason for the poor reaction of some participants to the dce on the given environmental information could be that many of the farmers were already relatively environmentally aware. This was proven by their reports about their previous experiences with diverse conservation measures. Moreover, many of them chose alternatives with a relatively high environmental value, at the beginning of the dce. This was particularly the case for crop type diversification. The majority of the participants selected alternative C, the second best alternative with six crop types within the cultivation plan. In comparison, the mean amount of cultures cultivated by energy crop farmers (n= 62) within Lower Saxony averages out at four (*Karpenstein-Machan & Weber, 2010*). However, these farmers are not really representative of the average biogas crop producer.

Further research is required to determine the reasons why some farmers refuse environmental consultation. Additionally, the issue of how farmers who still have environmental management deficits but who do not accept any information transfer, needs to be addressed.

## Conclusion

The results of this work indicate that site-specific cartographic management data can influence the decisions of farmers with respect to conservation measures. Supplying related information by state-wide environmental information systems and supporting environmental consultancies, may help farmers to self-regulate their environmental farm management strategies and choices. This strengthens the capacities of farmers to independently adapt their biogas crop and farm management in deference with the maintenance of landscape functions. The importance of this task is reflected by the present ELER regulation, in which the development and support of environmental consultancies is a declared target (art. 15; *Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung & Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung, 2007*).

Further research is required with respect to the reasons why some farmers have no receptiveness to environmental consultation, how this receptiveness might be increased, and how they can be approached in order to prevent negative land management impacts on natural assets.

## Acknowledgements

First and foremost, I would particularly like to thank the farmers for their participation in the presented studies. A particular gratitude is also owed to the Ministry for Science and Culture of Lower Saxony, who enabled the studies by funding the project that these studies were part of, "Sustainable use of bioenergy: bridging climate protection, nature conservation and society". I wish to express my particular thanks to the anonymous reviewers who have contributed to improve this work with their very helpful feedback. Finally, I would like to give my sincere thanks to Louise von Falkenhayn for polishing the language.

## References

- 3N Kompetenzzentrum Niedersachsen Netzwerk Nachwachsende Rohstoffe e.V.** Blühende Lebensräume: Gezielte Maßnahmen zur Förderung der Artenvielfalt und zum Schutz der Wildpopulation. Available at [http://www.3-n.info/download.php?file=pdf\\_files/InfomaterialDownloadsAnbauhinweise/bluehstreifen\\_flyer.pdf](http://www.3-n.info/download.php?file=pdf_files/InfomaterialDownloadsAnbauhinweise/bluehstreifen_flyer.pdf) (accessed 29 June 2015).
- 3N Kompetenzzentrum Niedersachsen Netzwerk Nachwachsende Rohstoffe e.V.** 2014. Biogas in Niedersachsen: Inventur 2014. Available at [http://www.3-n.info/download.php?file=pdf\\_files/InfomaterialDownloadsBiogas/biogasinventur\\_niedersachsen\\_2014.pdf](http://www.3-n.info/download.php?file=pdf_files/InfomaterialDownloadsBiogas/biogasinventur_niedersachsen_2014.pdf) (accessed 22 June 2015).
- Ackermann I.** 2006. *Landschaftspflege 2005: Daten zur Kalkulation von Arbeitszeit und Maschinenkosten*. Darmstadt: KTBL.
- Bundesamt für Naturschutz (BfN).** 2015. Artenschutz-Report 2015: Tiere und Pflanzen in Deutschland. Available at [https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/presse/2015/Dokumente/Artenschutzreport\\_Download.pdf](https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/presse/2015/Dokumente/Artenschutzreport_Download.pdf) (accessed 25 May 2015).
- Bundesministerium für Ernährung LuV**(2015). Agrarpolitischer Bericht der Bundesregierung 2015. Available at [http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Broschueren/Agrarbericht2015.pdf?\\_\\_blob=publicationFile](http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Broschueren/Agrarbericht2015.pdf?__blob=publicationFile) (accessed 17 November 2015).
- Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung, Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung.** 2007. Regionale Kulturlandschaftsgestaltung: Neue Entwicklungsansätze und Handlungsoptionen. Available at [http://www.bbsr.bund.de/BBSR/DE/Veroeffentlichungen/BBSRONline/2007/DL\\_ON182007.pdf?\\_\\_blob=publicationFile&v=2](http://www.bbsr.bund.de/BBSR/DE/Veroeffentlichungen/BBSRONline/2007/DL_ON182007.pdf?__blob=publicationFile&v=2).
- Carson RT, Louviere JJ.** 2011. A Common Nomenclature for Stated Preference Elicitation Approaches. *Environmental and Resource Economics* 49 (4):539–559.
- Demuth B, Heiland S, Wiersbinski N, Hildebrandt C, eds.** 2014. *Energielandschaften*. Bonn: Bundesamt für Naturschutz.
- European Environment Agency (EEA).** 2007. The DPSIR framework used by the EEA. Available at [http://root-devel.ew.eea.europa.eu/ia2dec/knowledge\\_base/Frameworks/doc101182](http://root-devel.ew.eea.europa.eu/ia2dec/knowledge_base/Frameworks/doc101182) (accessed 5 May 2011).
- Faulhaber I.** no date. LfL Deckungsbeiträge und Kalkulationsdaten: Konventionelle und ökologische Verfahren. Available at <https://www.stmelf.bayern.de/idb/default.html;jsessionid=3F1134E589EEA0CoE5DA075C8D2DC287> (accessed 1 December 2015).
- Glemnitz M, Willms M, Platen R, Specka X, Peter C, Prescher A, Buttler C von, Krähling B.** 2014. Entwicklung und Vergleich von optimierten Anbausystemen für die landwirtschaftliche Produktion von Energiepflanzen unter den verschiedenen Standortbedingungen Deutschlands (EVA II): Endbericht zu Teilprojekt II. 01.02.2009 bis 31.01.2013 (FKZ: 220-131-08). Available at [http://www.eva-verbund.de/fileadmin/user\\_upload/PDFs/Aktuelles/Untersuchungsberichte/Teilprojekte/Oekologie/EVA\\_II\\_TP2\\_ZALF\\_endgueltiger\\_Endbericht.pdf](http://www.eva-verbund.de/fileadmin/user_upload/PDFs/Aktuelles/Untersuchungsberichte/Teilprojekte/Oekologie/EVA_II_TP2_ZALF_endgueltiger_Endbericht.pdf) (accessed 8 July 2015).
- Gödeke K, Reinhold G, Vetter A, Peyker W, Graf T, Warsitzka C, Schubert K.** 2011. Sachstandsanalyse Energiemais: „Energiemaisanbau - Auswertung agrarstatistischer Daten und Studien, Einordnung und Bewertung der Wirkungen des Energiepflanzenanbaus auf die Agrarflächennutzung. Auftraggeber: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU). Available at <http://www.db-thueringen.de/servlets/DerivateServlet/Derivate-25057/Energiemais.pdf> (accessed 18 June 2015).
- Gurrath P.** 2011. Landwirtschaft auf einen Blick. Available at [https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/Querschnitt/BroschuereLandwirtschaft-Blick0030005119004.pdf?\\_\\_blob=publicationFile](https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/Querschnitt/BroschuereLandwirtschaft-Blick0030005119004.pdf?__blob=publicationFile) (accessed 16 November 2015).

- Haaren Cv, Hülsbergen K, Hachmann R. 2008.** *Naturschutz im landwirtschaftlichen Betriebsmanagement: EDV-Systeme zur Unterstützung der Erfassung, Bewertung und Konzeption von Naturschutzleistungen landwirtschaftlicher Betriebe.* Stuttgart: Ibidem-Verl.
- Haaren Cv, Kempa D, Vogel K, Rüter S. 2012.** Assessing biodiversity on the farm scale as basis for ecosystem service payments. *Journal of Environmental Management* **113**:40–50.
- Karpenstein-Machan M, Weber C. 2010.** Energiepflanzenanbau für Biogasanlage: Veränderungen in der Fruchtfolge und der Bewirtschaftung von Ackerflächen in Niedersachsen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* **42 (10)**:312–320.
- Klein A, Fischer M, Sandkühler K. 2009.** Verbreitung, Bestandsentwicklung und Gefährdungssituation des Rotmilans *Milvus milvus* in Niedersachsen. In: Krüger T, Wübbenhorst J, eds. *Ökologie, Gefährdung und Schutz des Rotmilans *Milvus milvus* in Europa: Internationales Artenschutzsymposium Rotmilan:* Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), 136–143.
- Kluge S. 2000.** Empirisch begründete Typenbildung in der qualitativen Sozialforschung. *Forum: Qualitative Sozialforschung (Social Research)* **1 (1)**.
- Knierim A, Siebert R. 2004.** Towards multi-functional agriculture – what motivates German farmers to realise biodiversity conservation? Available at [http://ifsa.boku.ac.at/cms/fileadmin/Proceeding2004/2004\\_WS3\\_01\\_Knierim.pdf](http://ifsa.boku.ac.at/cms/fileadmin/Proceeding2004/2004_WS3_01_Knierim.pdf) (accessed 8 August 2015).
- Knudsen MT, Meyer-Aurich A, Olesen JE, Chirinda N, Hermansen JE. 2014.** Carbon footprints of crops from organic and conventional arable crop rotations - using a life cycle assessment approach. *JOURNAL OF CLEANER PRODUCTION* **64**:609–618.
- Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL). no date.** Leistungs-Kostenrechnung Pflanzenbau. Available at <http://daten.ktbl.de/dslkrpflanze/postHv.html;jsessionid=B1D1FFB7B668B1A1B4C84952FA2CB3DC> (accessed 1 December 2015).
- Laggner B, Orthen N, Osterburg B, Röder N. 2014.** Ist die zunehmende Biogasproduktion die alleinige Ursache für den Grünlandschwund in Deutschland? – eine Analyse von georeferenzierten Daten zur Landnutzung. *Raumforschung und Raumordnung* **72 (3)**:195–209.
- Luz F. 1994.** *Zur Akzeptanz landschaftsplanerischer Projekte: Determinanten lokaler Akzeptanz und Umsetzbarkeit von landschaftsplanerischen Projekten zur Extensivierung, Biotopvernetzung und anderen Massnahmen des Natur- und Umweltschutzes.* Frankfurt am Main, New York: P. Lang.
- Maas J, Walter M. 2007.** Anders auf die Daten schauen: Qualitative Typenbildung am Beispiel einer Reise-studie. *Planung & Analyse* (6).
- Müller U, Waldeck A. 2011.** Auswertungsmethoden im Bodenschutz: Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS ® ). Available at [http://www.lbeg.niedersachsen.de/download/61889/GeoBerichte\\_19.pdf](http://www.lbeg.niedersachsen.de/download/61889/GeoBerichte_19.pdf).
- Murek K. 2013.** EEG stellt Kulturlandschaft auf den Kopf. Available at <http://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/6/nav/355/article/19589.html> (accessed 28 November 2014).
- Niens C, Marggraf R. 2010.** Handlungsempfehlungen zur Steigerung der Akzeptanz von Agrarumweltmaßnahmen: Ergebnisse einer Befragung von Landwirten und Landwirtinnen in Niedersachsen. *Berichte über die Landwirtschaft - Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft* **88 (1)**:5–36.
- Nitsch H, Osterburg B, Laggner B, Roggendorf W. 2010.** Wer schützt das Grünland? Analysen zur Dynamik des Dauergrünlandes und entsprechender Schutzmechanismen. Available at [ageconse-arch.umn.edu/bitstream/93940/2/A3\\_3.pdf](http://ageconse-arch.umn.edu/bitstream/93940/2/A3_3.pdf) (accessed 10 March 2011).
- Pannell DJ, Marshall GR, Barr N, Curtis A, Vanclay F, Wilkinson R. 2006.** Understanding and promoting adoption of conservation practices by rural landholders. *Australian Journal of Experimental Agriculture* **46 (11)**:1407.

- Peters W, Schultze CK, Stein S. 2010.** Bioenergie und Naturschutz: Synergien fördern, Risiken vermeiden. Available at [http://www.bfn.de/6914.html?&cHash=57fa1fd5fe&tx\\_ttnews\[backPid\]=6913&tx\\_ttnews\[tt\\_news\]=2925](http://www.bfn.de/6914.html?&cHash=57fa1fd5fe&tx_ttnews[backPid]=6913&tx_ttnews[tt_news]=2925).
- Rösemann C, Haenel H, Dämmgen U, Freibauer A, Wulf S, Eurich-Menden B, Döhler H, Schreiner C, Bauer B, Osterburg B. 2015.** Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 – 2013: Report on methods and data (RMD). Available at [http://literatur.ti.bund.de/digbib\\_extern/dno55107.pdf](http://literatur.ti.bund.de/digbib_extern/dno55107.pdf) (accessed 13 August 2015).
- Rühmkorf H, Matthies S, Reich M, Rüter S. 2011.** Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus auf die Landschaftsstruktur. In: Reich M, Rüter S, eds. *Auswirkungen des großflächigen Anbaus von Energiepflanzen auf die Tierwelt der Agrarlandschaft*. Göttingen: Cuvillier, 19–41.
- Saathoff W, Haaren C, Dechow R, Lovett A. 2013.** Farm-level assessment of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions in Lower Saxony and comparison of implementation potentials for mitigation measures in Germany and England. *Regional Environmental Change* **13** (4):825–841.
- Schatzman L, Strauss AL. 1973.** *Field research: Strategies for a natural sociology*. Englewood Cliffs, N.J.: Prentice-Hall.
- Scheffelowitz M, Daniel-Gromke J, Denysenko V, Hillebrand K, Krautz A, Lenz V, Liebetau J, Naumann K, Ortwein A, Rensberg N, Stinner W, Trommler M, Barchmann T, Witt J, Zeymer M, Schaubach K, Büchner D, Thrän D, Peters W, Schicketanz S, Schultze C, Deumelandt P, Reinicke F, Gröber H, Beil M, Beyrich W. 2014.** Vorbereitung und Begleitung der Erstellung des Erfahrungsberichts 2014 gemäß § 65 EEG: Vorhaben Ila Stromerzeugung aus Biomasse. Wissenschaftlicher Bericht im Auftrag des Bundesministeriums für Wirtschaft und Energie. Available at <http://bmwi.de/BMWi/Redaktion/PDF/XYZ/zwischenbericht-vorhaben-2a,property=pdf,bereich=bmwiz2012,sprache=de,rwb=true.pdf> (accessed 12 June 2015).
- Schleyer C, Plieninger T. 2011.** Obstacles and options for the design and implementation of payment schemes for ecosystem services provided through farm trees in Saxony, Germany. *Environmental Conservation* **38** (04):454–463.
- Schnotz W. 2002.** Towards an Integrated View of Learning From Text and Visual Displays. *Educational Psychology Review* **14** (1):101–120.
- Schümann K. 2010.** *Naturschutzstandards für den Biomasseanbau: Ergebnisse des gleichnamigen F+E-Vorhabens (FKZ 3507 82-150)*. Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz.
- Verdi MP, Kulhavy RW. 2002.** Learning With Maps and Texts: An Overview. *Educational Psychology Review* **14** (1):27–46.
- Vetter A, ed. 2009.** *Anbausysteme für Energiepflanzen: Optimierte Fruchtfolgen + effiziente Lösungen*. Frankfurt am Main: DLG-Verl.
- Vollrath B, Kuhn W, Werner A. 2010.** „Wild“ statt „mono“ – neue Wege für die Biogaserzeugung.
- Wiehe J, Rode MW, Kanning H. 2010.** Raumanalyse I: Auswirkungen auf Natur und Landschaft. In: Rode MW, Kanning H, eds. *Natur- und raumverträglicher Ausbau energetischer Biomassepfade*. Stuttgart: Ibi-dem-Verlag, 21–90.
- Wilstacke L, Plankl R. 1988.** *Freiwillige Produktionsminderung, empirische Analyse: Akzeptanz und Wirkungen des niedersächsischen Grünbracheprogramms und anderer Angebote zur freiwilligen Produktionsminderung*. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag.
- Zimmermann T, Karpenstein-Machan M. 16.12.2012.** Deckungsbeitragsrechner Fruchtfolge, basierend auf Linearer Optimierung [Email].

## 11. Ergebnisse

Im folgenden Kapitel werden die Ergebnisse der im Rahmen der Doktorarbeit erfolgten Erhebungen hinsichtlich ihres Beitrags zur Beantwortung der in Kap. 3.1 aufgeführten Forschungsfragen zusammengefasst:

### 11.1 Forschungsfrage 1

Welche Auswirkungen haben Landnutzung und Landnutzungsänderungen auf die THG-Entwicklung und wie können diesbezügliche THG-Emissionen vermieden bzw. vermindert werden?

Hypothese:

- a) *Die Berücksichtigung der standörtlichen Empfindlichkeit ist entscheidend für den THG Ausstoß aus Landnutzung und Landnutzungsänderung.*

Kapitel 2.2 und 2.3.2 sowie der in Kapitel 4 enthaltene Beitrag „Landwirtschaft und Klimaschutz. Relevanz der landwirtschaftlichen Flächennutzung für den Klimaschutz“ dokumentieren ausführlich die wesentlichen Einflussfaktoren auf die THG-Entstehung aus der landwirtschaftlichen Landnutzung und Landnutzungsänderung. Darüber hinaus werden Maßnahmen zur Verminderung des THG-Ausstoßes erwähnt und diskutiert. Weitere, eher anwendungsorientierte Informationen zu diesem Thema sind darüber hinaus in den Kapiteln 5 bis 7 enthalten. Die Darstellung der Ergebnisse zur Beantwortung von Forschungsfrage 1 beschränkt sich daher nachfolgend auf die wesentlichen Erkenntnisse mit Relevanz für die Landschaftsplanung (s. Kap. 12). Details können den zuvor genannten Kapiteln entnommen werden.

Gemäß Literaturangaben trägt die Landwirtschaft als zweitgrößte Quelle mit einem Anteil von ca. 7 % in bedeutendem Maße zum gesamtdeutschen THG-Ausstoß bei (UMWELTBUNDESAMT (UBA) 2015a). Nicht berücksichtigt sind in diesem Wert die Emissionen bei der Herstellung von Dünger und Kalken, CO<sub>2</sub>-Emissionen aus dem Dieserverbrauch landwirtschaftlicher Nutzfahrzeuge und die Emissionen aus dem Humusabbau durch Landnutzungsänderungen wie landwirtschaftliche Moornutzung und Grünlandumbruch. Rechnet man diese Quellen hinzu, so erhöht sich der Anteil am gesamtdeutschen THG-Inventar dabei von 7,1 % (Stand 2010) auf 12,9 % (LÜNENBÜRGER et al. 2013). Den größten Anteil daran haben die landwirtschaftliche Flächennutzung organischer Böden und die Emissionen aus der landwirtschaftlichen Bodennutzung, insbesondere aus der Düngung (ebd.). Bei den Emissionen aus landwirtschaftlichen Nutzung organischer Böden fällt auf, dass sie ca. 40 % der Gesamtemissionen aus Landwirtschaft und Landnutzung (Stand 2011) ausmachen, dabei jedoch nur auf 8 % der landwirtschaftlichen Böden stattfanden (MICHEL et al. 2011). Dies deutet auf besondere THG-Einsparpotentiale hin. Aufgrund hoher THG-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten organischen Böden sowie aus der Düngung, stellen diese Quellen wichtige Ansatzpunkte zur THG-Reduktion im landwirtschaftlichen Sektor dar.

Die Höhe der eingesparten CO<sub>2</sub>- und N<sub>2</sub>O-Emissionen durch den Schutz von Dauergrünland sowie die Menge der eingesparten N<sub>2</sub>O-Emissionen durch eine angepasste Düngung hängt stark von den Standortverhältnissen ab. Hinsichtlich der durch Landnutzungsänderungen bedingten THG lässt sich feststellen, dass der Anteil der potentiellen CO<sub>2</sub>-Emissionen bei Entwässerung und den Boden belüftenden und die Bodenkompimente zerstörenden Bodenbearbeitungsmaßnahmen mit der standortbedingten Menge des leicht verfügbaren organischen Bodenkohlenstoffes steigt. Hohe düngebasierte N<sub>2</sub>O-Emissionen treten vor allem in Regionen mit hohen Niederschlägen und tiefen winterlichen Temperaturen (Frost-Tau-Ereignisse) auf (DECHOW & FREIBAUER 2011). Die Abhängigkeit der THG-Emissionshöhe zur standörtlichen Empfindlichkeit trat in der im Zuge der Doktorarbeit erfolgten umfangreichen Literatur- und Datenanalyse deutlich hervor, so dass die Hypothese zu Forschungsfrage 1 bestätigt werden konnte.

Eine effektive und langfristige THG-Reduktion lässt sich vor allem durch die Wiedervernässung von Moorstandorten realisieren. Hierzu sollte der mittlere jährliche Wasserstand auf ca. 10 cm unter Geländeoberfläche (GOF) angehoben werden (DRÖSLER et al. 2013). Eine extensivere Nutzung von Moorstandorten kann die Emission von THG zumindest geringfügig reduzieren (ebd.). Da es jedoch noch bedeutende Kenntnislücken gibt, welche Moorbewirtschaftung auf welchen Standorten die geringsten THG-Emissionen verursacht, lassen sich Empfehlungen hinsichtlich der geeignetsten Bewirtschaftung nicht mit absoluter Sicherheit aussprechen. So ergaben sich im Vorhaben „Klimaschutz – Moorschutzstrategien“ (ebd.) im Mittel keine gravierenden Unterschiede im THG-Ausstoß von Grünland- und Ackerflächen. Allerdings wurden auf Einzelstandorten die höchsten Emissionen auf Acker gemessen, so dass Drösler et al. (2013) dennoch THG-Einsparpotentiale in einer Umwandlung von Acker zu Grünland auf Moorstandorten sehen. Ältere Publikationen (vgl. HÖPER 2007) sahen hier noch ein eindeutigeres Einsparpotential durch die Grünlandnutzung. Auch wurden hier noch größere THG-Emissionsunterschiede zwischen Niedermoor- und Hochmoorstandorten konstatiert (ebd.). Diese Unterschiede konnten in den Untersuchungen von Drösler et al. (2013) jedoch kaum noch festgestellt werden. Eine Möglichkeit der THG-extensiven Nutzung von Moorstandorten könnte der Anbau von Paludi-Kulturen (LÜNENBÜRGER et al. 2013), die Erlenwertholz oder Torfmoosgewinnung sein. Hier besteht aber noch weiterer Forschungsbedarf (PAUL & ALEWELL 2013).

Auch durch den Schutz mineralischer Grünlandstandorte lassen sich – je nach Bodenverhältnissen – mehr oder minder bedeutsame THG-Emissionen (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O) vermeiden. Besondere Einsparpotentiale bieten hier hydromorphe mineralische Böden wie Marschböden, Pseudogleye, Gleye, Auenböden etc. Neben den Standortfaktoren hängt die Klimaschutzwirkung besonders von der Dauerhaftigkeit des Grünlandschutzes ab. Da sich der Kohlenstoffauf- und abbau gemäß eines „fast-out-slow-in“-Prinzips verhält, kompensiert die Neuanlage einer Grünlandfläche für den gleichen Zeitraum betrachtet, nicht den Umbruch einer langjährigen Grünlandfläche. Auch die bodenwendende Grünlanderneuerung (pflügen, aber auch grubbern) ist aufgrund des rapiden C-Abbaus fatal für die Kohlenstoffvorräte.

Besondere THG-Einsparpotentiale können in der Landwirtschaft durch eine bedarfsgerechte, örtlich und zeitlich angepasste N-Düngung realisiert werden, da so die düngebasierten N<sub>2</sub>O-Emissionen gemindert werden können (z.B. (DECHOW & FREIBAUER 2011, LÜNENBÜRGER et al. 2013).

## 11.2 Forschungsfrage 2

Wie lässt sich die erforderliche Entscheidungsträger-/Planungsebene für die Steuerung von Maßnahmen eines umweltfreundlichen Biogaskulturenanbaus in Abhängigkeit zur räumlichen (oder zeitlichen) Ausdehnung einer Auswirkung identifizieren?

### Hypothesen:

- a) *Nicht alle Schutzmaßnahmen können ausschließlich von der Betriebsebene gesteuert werden, da die Auswirkungen des Biogaskulturenanbaus auf die Arten und das Klima in Abhängigkeit zur Empfindlichkeit sowie indirekten, kumulativen oder interaktiven Wirkungen auf unterschiedlichen räumlichen (und zeitlichen) Ebenen stattfinden und die räumlichen (und zeitlichen) Grenzen des Betriebes häufig überschreiten.*
- b) *Umweltschadwirkungen sollte von der nächsthöheren Planungsebene ihrer (potentiell) räumlichen Ausdehnung entgegengesteuert werden.*

Mit den in Kapitel 5 dargestellten Relevanzbaumanalysen sowie dem erweiterten DPSIR- Modell wurden Schemata zur Verfügung gestellt, mit deren Hilfe überprüft werden kann, ob Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung negativer Auswirkungen des Biogaskulturenanbaus (u.a. Nutzungen) sich allein von der

Betriebsebene aus initiieren lässt. Ist dieses Ziel des Subsidiaritätsprinzips nicht möglich, müssen höhere Planungsebenen eine Maßnahmenumsetzung erwirken bzw. unterstützen. Räumliche (und zeitliche) Skaleneffekte setzen der Umsetzbarkeit des Subsidiaritätsprinzips häufig ihre Grenzen. Auswirkungen landwirtschaftlicher Flächennutzung überschreiten nicht selten die räumlichen (oder zeitlichen) Grenzen des landwirtschaftlichen Betriebes. Großräumige Auswirkungen, wie z.B. die Beeinträchtigung überregionaler, nationaler oder europaweiter Biotopverbundkonzepte, können dabei von einem einzelnen Landwirt gar nicht überblickt werden. Gleiches gilt für Langzeiteffekte wie z.B. dem Treibhauseffekt, der aus kumulativen THG-Quellen verursacht, und für einen noch nicht genau bekannten, jedoch langen Zeitraum wirkt. Die mit dem erweiterten DPSIR-Modell durchgespielten Beispiele zeigen, dass skalenrelevante Effekte häufig dazu führen können, dass Landwirte das Ausmaß einer aus ihrer Bewirtschaftungspraxis (mit-)resultierenden Schädigung nicht überblicken können. Auch sind Kosten und Vorteile ungleich verteilt, wenn ein Individuum durch sein Handeln über den Erhalt von für die Allgemeinheit substantiellen Landschaftsfunktionen (z.B. das Wasserdargebot durch Pestizid- und überhöhte Nährstoffeinträge ins Grundwasser) entscheidet. Solche, die räumlichen Grenzen des Betriebes und damit den möglichen Entscheidungsspielraum der einzelnen Landwirte überschreitende Skaleneffekte können entstehen, wenn

1. sich Schädigungen durch das Zusammenwirken kumulativ auftretender Wirkfaktoren (auf lokaler, regionaler, überregionaler oder sogar globaler Ebene) potenzieren („space crowding“, s. Kap. 5, s. auch Kap. 2.7),
2. das durch eine bestimmte Landnutzung beeinträchtigte Schutzgut einen Wert aufweist, der über die Schlag-/Betriebsebene hinaus reicht (z.B. Habitat des Rotmilans, s.o.; „value related scale effect“, s. Kap. 5)
3. oder aber ein Prozess beeinflusst wird, der die räumliche (oder zeitliche) Ebene des Betriebes überschreitet (z.B. Entfernung von Kleingewässern auf Betriebsflächen zerstört lokalen Biotopverbund für Amphibien, „process related scale effect“, s. Kap. 5)

Die in Kapitel 5 enthaltenen Schemata können als Leitfaden dienen, um ein Vorhandensein solcher Effekte zu prüfen und die erforderliche Ebene zur Steuerung von Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung entsprechender Schädigungen zu identifizieren. Ist eine potentielle Schädigung einer Landnutzung auf die Betriebsebene begrenzt (on-site impact, vgl. Kap. 5), kann dem Landwirt die Umsetzung eventueller Schutzmaßnahmen selbst überlassen werden. Dies schließt eine freiwillige Umweltberatung zur Einhaltung der gFP- und CC-Standards durch höhere Planungsebenen oder Berater nicht aus.

Tragen jedoch kumulative, wert-basierte oder prozessbasierte Effekte zu einer grenzüberschreitenden Auswirkung bestimmter Landnutzungen bei, ist ein Aktivwerden höherer Ebenen erforderlich. Dabei sollte eingangs geprüft werden, ob eine Schädigung durch eine Einzelquelle verursacht wurde und somit nur ein einzelner Adressat für ihre Vermeidung, Verminderung oder Behebung besteht („individual response“, s. Kap. 5). Schwieriger zu identifizieren sind Schädigungen, die durch kumulative Wirkfaktoren entstanden sind. Diese Schädigungen sind auf der Ebene des einzelnen Betriebes/Schlages häufig nicht eindeutig ersichtlich, sondern offenbaren sich erst, wenn größere räumliche oder zeitliche Skalen betrachtet werden. Auch können diese Effekte nur durch kollektives Handeln behoben werden. Dies ist nicht nur kostenintensiver, sondern auch weniger erfolgsversprechend, da eine Besserung dann i.d.R. nur erwirkt werden kann, wenn möglichst viele Verursacher bei der Umsetzung von Schutzmaßnahmen kooperieren.

Höhere Planungsebenen können zur Vermeidung und Verminderung grenzübergreifender Schädwirkungen beitragen, indem sie das Zusammenwirken von Wirkfaktor (pressure, s. Kap. 5) und standörtlicher Empfindlichkeit (state/sensitivity, s. Kap. 5) berücksichtigen. Hierzu sollten sie z.B. entsprechend einer Schutzbedürftigkeit Gebietskulissen definieren, denen sie passende Maßnahmenkonzepte zuweisen. Besitzen die Planungsebenen keine räumlich genauen Informationen über standörtliche Empfindlichkeiten gegenüber bestimmten Wirkfaktoren, müssen standortunabhängige Instrumente zur Vermeidung skalenrelevanter Schädwirkungen angewendet werden. Dies können beispielsweise finanzielle Sanktionen bei Verstößen gegen die gfp, CC oder das greening etc., Steuern oder Beratungsleistungen sein.

### 11.3 Forschungsfrage 3

Wie lassen sich Auswirkungen von landwirtschaftlicher Moornutzung und Grünlandumbruch auf die CO<sub>2</sub>-Emissionen auf der regionalen Ebene bewerten? Welche Synergie- und Konfliktpotentiale zwischen Klimaschutz- und anderen Landschaftsfunktionen müssen bei der regionalen Maßnahmenplanung berücksichtigt werden?

#### Hypothesen:

- a) *Die für den THG-Ausstoß aus Landnutzung und Landnutzungsänderung entscheidende standörtliche Empfindlichkeit lässt sich anhand indikatorbasierter Methoden berücksichtigen.*
- b) *Zwischen Maßnahmen des landnutzungsbedingten Klimaschutzes und Schutzmaßnahmen anderer Landschaftsfunktionen wie dem Artenschutz bestehen große Synergiepotentiale.*

Aufgabe der Landschaftsplanung ist es, eine umweltfreundliche, Ressourcen schonende Landschaftsentwicklung zu fördern und die Landschaftsfunktionen der Ökosysteme für Mensch und Artenvielfalt zu bewahren (HAAREN et al. 2008a). Um dies zu gewährleisten, ist eine Bestandsaufnahme und Bewertung des Zustandes der zur Erfüllung der Landschaftsfunktionen relevanten Naturgüter erforderlich.

Die Klimaschutzfunktion oder CO<sub>2</sub>-Retentionsfunktion von Böden stellt eine relativ neu diskutierte Funktion des Naturhaushaltes dar. Daher mangelte es bis zum Zeitpunkt der Veröffentlichung „Integrating climate protection and mitigation functions with other landscape functions in rural areas: a landscape planning approach“ (Kap. 6) auch immer noch an operationalisierten Methoden für die Landschaftsplanung, die standortspezifische Wertigkeit dieser Funktion zu erheben (vgl. Kap. 12). Die in Kapitel 6 dargestellte Entwicklung eines operationalisierbaren Bewertungsansatzes für die CO<sub>2</sub>-Emissionen aus Landnutzungsänderungen wie landwirtschaftlicher Moornutzung und Grünlandumbruch war daher eines der Ziele der vorliegenden Doktorarbeit.

Diese Methode zur Risikobewertung von CO<sub>2</sub>-Emissionen differenziert dabei zwischen organischen und mineralischen Böden, da sich diese in ihren Kohlenstoffabbauprozessen wesentlich unterscheiden und bei organischen Böden als sehr viel komplexer gelten (vgl. HÖPER 2007, POEPLAU et al. 2011). Für die operationalisierbare Bewertung der CO<sub>2</sub>-Emissionen wurden Indikatorwerte ermittelt, die sich in einem GIS unter Zuzug von Landnutzungsdaten (z.B. Biotoptypenkartierung) und Bodendaten (z.B. BÜK 50) auf die entsprechenden Flächen einer Region übertragen lassen. Die Indikatorwerte für die organischen Böden wurden einer Metastudie von Höper (2007) entnommen. Für die mineralischen Böden wurden auf Basis einer Datenbank mit Bodenparametern niedersächsischer Bodentypen die C-Vorratsunterschiede zwischen Grünland und Acker für einzelne Bodentypen berechnet. Da die Anzahl der Messwerte für die gleichen Bodenhorizonte für gleiche Bodentypen jeweils unter Acker und Grünland begrenzt war, konnten leider nicht für alle in Niedersachsen vorkommenden Bodentypen repräsentative Indikatorwerte ermittelt werden. Flächen solcher Bodentypen können daher leider nicht in die regionale CO<sub>2</sub>-Risikobewertung im Falle von Grünlandumbruch

integriert werden. Mit der Methode wurde ein für die Landschaftsplanung geeignetes Mittel geliefert, um das Risiko von CO<sub>2</sub>-Emissionen im Falle von Grünlandumbrüchen auf mineralischen Böden sowie der landwirtschaftlichen Nutzung organischer Böden zu bewerten. Die für die Bewertung landnutzungsbedingter Schadwirkungen wesentliche Berücksichtigung standörtlicher Empfindlichkeiten konnte anhand der Verwendung des Indikators des Bodentyps gewährleistet werden (vgl. Hypothese 3a).

Feuchtgebiete, wie die in Kapitel 6 beschriebene Niedersächsische Elbtalaue, haben aufgrund ihrer hohen Kohlenstoffspeicherung eine besondere Bedeutung für die CO<sub>2</sub>-Retention und damit für den Klimaschutz (s.o.). Der Schutz solcher und anderer Flächen mit hohen Kohlenstoffspeichern vor einer klimaschädlichen Landnutzung und Landnutzungsänderung zählt daher zu den bedeutendsten Klimaschutzmaßnahmen im Bereich der Landnutzung. Wie in Kapitel 6 belegt werden konnte, gibt es große Überschneidungen zwischen Gebieten mit hoher Relevanz für den Klimaschutz und Maßnahmengebieten für den Artenschutz. Auch mit dem Gewässer- und Bodenschutz bestehen Synergiepotentiale (vgl. Hypothese 3b), allerdings waren nicht alle Maßnahmen des Boden- und Gewässerschutzes kompatibel mit den Klimaschutzmaßnahmen. Die Konfliktpotentiale zwischen Klima- und Artenschutz fielen aber sehr gering aus, da die für den Klimaschutz relevanten Feuchtgebiete auch immer seltener werdende Habitate und Habitatverbundelemente für global gefährdete Arten darstellen.

Trotz der bedeutenden Synergiepotentiale muss bei einer multifunktionalen Maßnahmenplanung berücksichtigt werden, dass einige Schutzgüter spezialisiertere Maßnahmen bedürfen als andere. So sind Wasser- und Bodenschutzmaßnahmen etwas flexibler im Umsetzungsort (z.B. aufgrund großer Wassereinzugsgebiete) und Bewirtschaftung als Artenschutzmaßnahmen. Klimaschutzmaßnahmen sind zwar stark standortgebunden, aber von der Flächenbewirtschaftung doch allgemeiner gehalten, da ein genereller Verzicht auf die bodenwendende Bewirtschaftung hier genügt. Artenschutzmaßnahmen sind hingegen komplexer. Hier kommt es zum Beispiel auf Grünlandflächen auch auf die Zeitpunkte und die Höhe des Grünlandschnittes an, auf das Vorhandensein von Randstrukturen, auf den Einsatz von Düngemitteln und Pestiziden. Artenschutzmaßnahmen erfordern generell eine eher spezifische Konzeptionierung. Auch wenn die diesezüglichen Ergebnisse der Fallstudie im Biosphärenreservat Niedersächsische Elbtalaue nicht verallgemeinert werden können, sollte immer ein Augenmerk auf den unterschiedlichen Spezialisierungsbedarf von Maßnahmen für die unterschiedlichen Schutzgüter gerichtet werden. Dies ist insbesondere bei der Nutzung von Synergiepotentialen durch eine multifunktionale Maßnahmengestaltung von Bedeutung.

#### 11.4 Forschungsfrage 4

Wie lassen sich landnutzungsbedingte Auswirkungen auf den Artenschutz und die CO<sub>2</sub>-Emissionen aus Grünlandumbruch und landwirtschaftlicher Moornutzung sowie auf düngebasierte N<sub>2</sub>O-Emissionen auf der betrieblichen Ebene bewerten?

##### Hypothese:

- a) *Die bisherige Bewertung der Biotopqualität und Biotopverbundqualität in MANUELA ist für die Bewertung der Auswirkung landwirtschaftlicher Flächennutzung auf den Artenschutz nicht hinreichend. Auch auf gleichen Biotoptypen kann eine abweichende Bewirtschaftungspraxis erhebliche Unterschiede in der Lebensraumqualität bewirken. Der Landwirt hat hier zudem geringen Spielraum, einen schlechter bewerteten Biotoptyp aufzuwerten. Die zusätzliche Bewertung unterschiedlicher Bewirtschaftungspraktiken kann dazu beitragen, die Bewertung landnutzungsbedingter Auswirkungen auf den Artenschutz differenzierter darzustellen und dem Landwirt mehr Handlungsspielraum zu bieten, seine Werte in MANUELA zu verbessern und dadurch tatsächlich zu mehr Lebensraumqualität beizutragen.*
- b) *CO<sub>2</sub>-Emissionen aus Grünlandumbruch und landwirtschaftlicher Moornutzung sowie direkte N<sub>2</sub>O-Emissionen aus der Düngung können mit Hilfe von Indikatoren für die Betriebsebene bewertet werden.*

##### *Artenschutz*

Die Bewertung der einzelnen landwirtschaftlichen Nutzfläche hinsichtlich ihrer Bedeutung für den Artenschutz erfolgte in MANUELA bis zur Weiterentwicklung der Biodiversitätsbewertung (s. Kap. 8) im Wesentlichen hinsichtlich ihrer Biotopqualität. Als Indikator wurden hier die Biotopwertstufen nach BIERHALS et al. (2004) angewendet. Allerdings kann auch innerhalb eines Biotoptyps eine unterschiedliche Bewirtschaftung zu sehr unterschiedlich ausgeprägter Lebensraumqualität für die Arten führen. So entscheiden unter anderem Häufigkeit, Zeitpunkt und Art und Weise der Mahd (z.B. Schnitthöhe, von innen nach außen mähen etc.) beispielsweise über den Bruterfolg bzw. den Erfolg bei der Aufzucht von Jungtieren. Auf der Landschaftsebene entscheidet z.B. das Verhältnis von Winter- zu Sommerkulturen, ob für die Fauna ganzjährig Habitate zur Verfügung stehen, sowie über die Vielfalt der Habitate auch über die Artenvielfalt. Ob Stoppeln über Winter auf dem Acker verbleiben, sagt etwas über die Qualität von Winterhabitaten aus usw. Die bereits bestehenden Instrumente in MANUELA wurden daher um ein Werkzeug zur Bewertung der Bewirtschaftungspraktiken auf die Artenvielfalt erweitert. Dieses „pressure“-basierte Instrument kann im Zusammenspiel mit der in MANUELA anwendbaren Darstellung des BEPs sowie der führbaren Artenlisten. Die Punktebewertung der einzelnen Bewirtschaftungen erfolgen getrennt für die Ackerbetriebsebene, die Acker-schlagebene und die Grünlandschlagebene. Für jede Ebene ist eine individuell maximale Punktzahl erreichbar, an der sich die Schlussbewertung orientiert. Mit diesem möglichen Punkteerwerb erhält der Landwirt einen Anreiz, sein Flächenmanagement ökologisch aufzuwerten. Es wird nun nicht mehr nur der Biotoptyp für sich gewertet, an dem er nur unter größerer Anstrengung und größeren Verlusten etwas ändern könnte. Mit diesem Werkzeug ist es nun auch möglich, über kleinere, aber effektive Bewirtschaftungsänderungen eine Aufwertung über die Betriebsmanagementsoftware zu erhalten (vgl. Hypothese 4a).

##### *Klimaschutz*

Für die Bewertung der Klimarelevanz der Landnutzungen und Landnutzungsänderung auf der Betriebsebene wurden zwei verschiedene MANUELA-Werkzeuge entwickelt:

- ein Werkzeug zur Bewertung der Klimarelevanz von CO<sub>2</sub>-Emissionen durch landwirtschaftliche Moornutzung und Grünlandumbruch

- ein Werkzeug zur Bewertung der Klimarelevanz von direkten N<sub>2</sub>O-Emissionen aus der Ausbringung N-haltiger organischer und mineralischer Dünger

Das Werkzeug zur Bewertung der CO<sub>2</sub>-Emissionen basierte auf CO<sub>2</sub>-Emissionswerten für die landwirtschaftliche Moornutzung nach Höper (2007) sowie auf der Netto-CO<sub>2</sub>-Austauschrate für Grünlandumbrüche auf mineralischen Böden. Die Netto-CO<sub>2</sub>-Austauschrate wurde dabei für den Fall des Grünlandumbruchs auf unterschiedlichen Bodentypen ermittelt. Hierbei wurden die C-Vorratsunterschiede zwischen Grünland und Acker für unterschiedliche Bodentypen aus Niedersachsen selektiert und in CO<sub>2</sub> umgerechnet. Die möglichen CO<sub>2</sub>-Emissionen bei Grünlandumbruch erscheinen dem MANUELA-Anwender unter Verwendung digitaler Bodenkarten gemäß der Verteilung der Bodentypen auf seinen Schlägen (Grünland für mineralische, Grünland und Acker für organische Standorte, vgl. Kap. 3.3.2) in einer farbigen Verteilung. In einer Legende wird den Farben die entsprechende Emissionshöhe bei Grünlandumbruch seinen mineralischen sowie bei Acker- oder Grünlandnutzung seinen organischen Bodentypen zugewiesen. Die Bewertung erfolgt in einer kardinalen Skala (vgl. Kap. 7). Die für die Anwendung des Werkzeuges erforderlichen Bodendaten sind in Form von digitalen Bodenkarten über die Landesämter für Bodenschutz der einzelnen Bundesländer prinzipiell erhältlich. Allerdings unterscheiden sie sich in ihrer Qualität (Auflösung). So ist beispielsweise in Mecklenburg-Vorpommern bislang beispielsweise nur die Bodenübersichtskarte 1:200.000 (BÜK 200; KOORDINIERUNGSGRUPPE FÜR GEOINFORMATIONSWESEN (K GEO) LANDESAMT FÜR INNERE VERWALTUNG MECKLENBURG-VORPOMMERN) erhältlich. In anderen Bundesländern wie z.B. Niedersachsen kann das MANUELA-Werkzeug zur CO<sub>2</sub>-Ermittlung auch auf Basis der von den Landesämtern erhältlichen BÜK 50 (Maßstab 1:50.000), BÜK 25 (Maßstab 1:25.000) oder z.T. sogar der Bodenschätzungskarte (BS) im Maßstab 1:5.000 angewendet werden. Der vergleichende Einsatz der BÜK 50 mit einer Hofbodenkarte (angestrebter Maßstab 1:2 Ar; Ausdrucke 1:2.500 bis 1:5.000; BOESS 2007) auf den Testbetrieben zeigt deutliche Unterschiede in der Bodentypverteilung. Das bedeutet, dass es bei Anwendung digitaler Bodenkarten mit geringerer Auflösung (z.B. BÜK 50, BÜK 200) zu spürbaren Genauigkeitsverlusten kommen kann. Dies ist ein generelles Problem der Bereitstellung digitaler Umweltdaten und schränkt die generelle Anwendbarkeit des hier vorgestellten MANUELA-Werkzeugs nicht ein.

Die Anwendung der Methode auf drei Testbetrieben zeigte, dass das entwickelte MANUELA-Werkzeug in der Lage ist, den Beitrag der Landwirte zum Klimaschutz bei Grünlanderhalt bzw. einer naturnahen oder extensiven Grünlandnutzung auf Moorflächen durch die indikatorbasierte, standortdifferenzierte Darstellung der CO<sub>2</sub>-Retentionsfunktion der Flächen aufzuzeigen. So konnten unter Anwendung des CO<sub>2</sub>-Werkzeuges auf einem Testbetrieb Emissionsunterschiede im Falle von Grünlandumbruch und landwirtschaftlicher Moornutzung zwischen 100 und 900 t CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> ermittelt werden. Diese differenzierte Darstellung des CO<sub>2</sub>-Emissionsrisikos bzw. -Retentionspotentials zeigt, dass die hier präsentierte indikatorbasierte Methode geeignet ist, das Risiko von CO<sub>2</sub>-Emissionen durch Landnutzungsänderungen auf der Betriebsebene zu bewerten (Hypothese 4b). Das Werkzeug zur Einschätzung des CO<sub>2</sub>-Emissionsrisikos genügt dem Anspruch, standortbasierte Maßnahmen zur Vermeidung des betrieblichen CO<sub>2</sub>-Ausstoßes abzuleiten.

Neben dem Werkzeug zur CO<sub>2</sub>-Risikobewertung wurde ein Werkzeug zur Einschätzung der N<sub>2</sub>O-Emissionen aus der Stickstoffdüngung von Ackerfrüchten entwickelt. Das Werkzeug basiert auf dem am Thünen-Institut entwickelten, regionalen N<sub>2</sub>O-Modell MODE (DECHOW & FREIBAUER 2011). Da einige der für die Bedienung von MODE erforderlichen Eingabedaten dem Landwirt nur schwer oder gar nicht zugänglich sind, wurden die Eingabeparameter entschlüsselt und in vergleichbare Eingabeparameter übersetzt. Wie in Einzelbefragungen mit Landwirten und Behördenvertretern festgestellt werden konnte, stehen die für die Anwendung in MANUELA übersetzten Eingabeparameter Bodenart, Durchschnittstemperatur (Dezember bis

Februar), Summe des Niederschlags (September bis November), Kulturart und Düngemenge Landwirten und Beratern i.d.R. zur Verfügung. Die düngebasierten  $N_2O$ -Emissionen werden in MODE als  $N_2O$  dargestellt. Diese Einheit wurde zudem in  $CO_2$ -Äquivalente übersetzt, um dem MANUELA-Anwender die Vergleichbarkeit mit den THG-Emissionen aus anderen Quellen, wie z.B. den  $CO_2$ -Emissionen aus Landnutzungsänderung oder aus dem Dieserverbrauch seines Fuhrparks zu erleichtern.

Auf Basis der Hypothese, dass diese reellen  $CO_2$ -Äquivalent-Werte dennoch für viele Anwender zu abstrakt sein könnten und dies die Verarbeitung und Speicherung der Information über die Klimarelevanz seiner Flächendüngung behindern könnte, wurden die Werte in einer elfstufigen Ordinalskala (-5 bis +5) zusammengefasst. Dabei repräsentierte die Wertstufe 0 in der ersten Version des  $N_2O$ -Werkzeuges die  $N_2O$ -Emissionen

- gemäß guter fachlicher Praxis (gFP, s. DüV) und Düngempfehlungen der Landwirtschaftskammer Niedersachsen (2010) eingehaltener, maximal zulässiger N-Düngemenge
- für die Kulturart mit dem höchsten N-Bedarf (Broccoli)
- auf dem Standort mit dem geringstem N-min-Wert
- in der Klimazone mit den höchsten potentiellen  $N_2O$ -Emissionen (Durchschnittstemperatur (T) Dezember – Februar:  $-2^\circ C$ ; Niederschlagssumme (P) September - November: 340mm).

Die Wertstufe +5 steht für die standorteigenen  $N_2O$ -Emissionen

- bei Nulldüngung
- in der Klimazone mit den geringst möglichen  $N_2O$ -Emissionen (T:  $+4^\circ C$ ; P: 70mm)

und damit für die klimaschutzfreundlichste Düngewariante. Die Wertstufe -5 beinhaltet sehr theoretische, für die Praxis unwahrscheinlich hohe N-Düngemengen. Die negative Bewertung folgt dem Prinzip, dass über die laut Düngeverordnung zulässige Höchstmenge hinausgehende N-Düngungen in MANUELA durch eine negative Bewertung sanktioniert werden sollen. Die Stufe -5 wird vermutlich in der Praxis nie erreicht, wurde jedoch gewählt, um die Skalierung synchron zur positiven Skala (0 bis +5) erfolgen zu lassen.

Die Ergebnisse der Anwendung des  $N_2O$ -Werkzeuges auf einem Testbetrieb variierten kaum zwischen den unterschiedlichen Schlägen, trotz unterschiedlicher Bodenparameter. Das Ergebnis war damit nur sehr undifferenziert (s. Kap. 7) und bietet dem Landwirt daher keine Anreize, seine Düngepraxis zu optimieren. Wie in Kapitel 7 dargestellt, wird eine Ursache darin gesehen, dass die  $N_2O$ -Emissionen eine sehr starke Abhängigkeit zu den Klimaparametern Temperatur (T) und Niederschlag (P) aufzeigen. So sind die Emissionen und auch deren Spannweite in Abhängigkeit zur gedüngten Menge N und der Bodenart in Regionen mit Temperaturen zwischen ca  $-2$  bis  $0^\circ C$  (Dezember bis Februar) kombiniert mit Niederschlagssummen zwischen 250 bis 340 mm (September bis November) mit Abstand am höchsten. Emissionen in allen anderen Regionen folgen erst in weitem Abstand. In der vulnerabelsten Klimazone (P<sub>340</sub>, T-2) liegt die Spannweite der Emissionen zwischen Stufe 0 und +5 bei  $\sim 30 \text{ kg } N_2O\text{-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Eine gleiche Spannweite konnte zwischen dem höchsten Wert der empfindlichsten Klimazone (P<sub>340</sub>, T-2) und dem niedrigsten Wert der unempfindlichsten Klimazone (P<sub>70</sub>, T-2) identifiziert werden. Innerhalb dieser niedrigsten Zone liegt der Unterschied jedoch nur bei  $\sim 2 \text{ kg } N_2O\text{-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Erfolgt eine Skalierung über eine solche Spanne über 5 Wertstufen Stufe 0 bis Stufe +5, ist verständlich, warum das Ergebnis des Testbetriebs, dass in einer vergleichsweise unempfindlichen Klimazone hinsichtlich des düngebasierten  $N_2O$ -Ausstoßes liegt, so wenig differenziert war. Auch die in dieser Klimazone höchstmöglichen Emissionen befinden sich immer noch am unteren Ende

der Skala. Aus diesem Grunde wurde eine neue Skaleneinstufung vorgenommen. Hierzu wurde – wie zuvor – die Wertstufe 0 gleichgesetzt mit der Emissionsmenge bei Düngung der N-intensivsten Kulturart unter maximal zulässiger N-Düngung (etc., s.o.). Die Wertstufe +5 spiegelt das klimafreundlichste Ergebnis bei Nulldüngung, nun jedoch aus der gleichen Klimazone, wider.

In der in Kapitel 7 veröffentlichten Version des N<sub>2</sub>O-Werkzeuges enthielt die Wertstufe 0 zudem noch einen nach Düngeverordnung pauschal erlaubten N-Überschuss von 60 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> sowie zusätzliche, standort- und kulturspezifische Überschüsse (vgl. LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN 2010). Da sich diese erlaubten N-Überschüsse nicht an ökologischen Kriterien, sondern an ökonomischen, ertragsbasierten Kriterien orientieren, und die erlaubten Überschüsse aus ökologischer Sichtweise (z.B. Wasserschutz) als sehr hoch empfunden wurden, wurden diese Überschüsse in der Neuskalierung nicht mehr berücksichtigt. Dies trug ebenfalls zu einer differenzierteren Darstellbarkeit der Ergebnisse bei.

### 11.5 Forschungsfrage 5

Welche Motive haben Landwirte, ihren Energiepflanzenanbau hinsichtlich Arten- und Klimaschutz zu optimieren?

Hypothesen:

- a) *Landwirte integrieren dann Klima- und Artenschutzmaßnahmen in ihren Betriebsablauf, wenn dies (vor allem finanziellen) Vorteile für sie beinhaltet.*
- b) *Die Bereitschaft von Landwirten, Schutzmaßnahmen umzusetzen, ist nicht ausschließlich ökonomisch gesteuert; individuelle, ökologische, ethische und soziale Motive können die Maßnahmenbereitschaft ebenfalls maßgeblich beeinflussen.*
- c) *Landwirte passen ihre Bewirtschaftung Naturschutzanforderungen an, wenn dies vom Gesetzgeber vorgeschrieben ist.*
- d) *Landwirte passen ihre Bewirtschaftung Naturschutzanforderungen an, wenn sie fürchten, dass durch (u.a.) ihre Bewirtschaftungsweisen verursachte Schädigungen Naturschutzbestimmungen zur Folge haben könnten, die ihre Bewirtschaftung einschränken könnten.*

Die Ausführungen zu dieser und den nachfolgenden Forschungsfragen (5-7) basieren auf Auswertungsergebnissen zwei qualitativer Befragungsansätze: einem fokussierten Interview und einem Discrete Choice Experiment (DCE). Diese streben eher eine psychologische Repräsentativität an, d.h., dass sie in erster Linie die befragten Individuen selbst repräsentieren. Allerdings lässt sich für mehrere Aussagen aufgrund von Abgleichen mit der Literatur eine über die Stichprobe hinausreichende Repräsentativität vermuten. Zudem stellen die hier aufgezeigten Meinungen eine wichtige Grundlage für eine mögliche quantitative Validierung dieser Aussagen und einem Abgleich mit anderen Fallbeispielen dar.

Im Zuge der qualitativen Inhaltsanalyse des fokussierten Interviews und des Discrete Choice Experimentes wurden unterschiedliche Motivkategorien gebildet, die in einem weiteren Schritt zu Motivtypen differenziert wurden (Tab. 4). Die Motivtypen charakterisieren die einzelnen Beweggründe der Landwirte für oder gegen eine ökologische Optimierung ihres Biogaskulturenanbaus (Kap.9).

**Tabelle 4: Beweggründe der Landwirte für die Umsetzung von Natur- und Klimaschutzmaßnahmen nach Kategorien und Motivtypen**

Motiv- kategorie	Motivtyp	Beispiele für Maßnahmenbereitschaft (Einzelassagen, nicht pauschalisierbar)	
		Contra	pro
ökonomische Beweggründe (u.a. hinschtl. Rechtsvor- schriften)	Betriebsexis- tenz (substan- zielle Verluste)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Wiedervernässung von Mooren mit Landverkauf mindert mit Produktionsfläche auch die Existenzfähigkeit</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Gehölzstrukturen entlang von Weiden pflegen/erhalten sichert Witterungsschutz für Vieh (Gesunderhaltung/Leistungsfähigkeit Vieh)</li> </ul>
	Angst vor finanziellen Verlusten (nicht- substanzielle Verluste)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ackerrandstreifen führen zur Ertragsreduktion bzw. erhöhten PSM-Bedarf durch Unkrautverbreitung</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Wenn Ackerrandstreifen als Substrat für Biogasanlage beerntet werden darf</li> </ul>
	Glaubwürdig- keit/ Verlässlichkeit	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Landwirte pflanzen freiwillig Gehölze an, die dann vom Gesetzgeber nach mehreren Jahren als „geschütztes Biotop“ deklariert werden, und nicht mehr entfernt werden dürfen.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Biotoppflanzungen in Kooperation mit Jagdverband</li> </ul>
	Verteilungs- gerechtigkeit (v.a. zum eigenen Vorteil)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Dauergrünland wird umgebrochen, um für sich und Nachfahren langfristig ökonomische Nachteile zu vermeiden, falls sie ökonomisch gezwungen sind Flächenbewirtschaftung zu ändern (wollen über Flächen als ihr Eigentum selbst bestimmen, wie andere über ihr Eigentum – gerechte Verteilung von ökonomischen Rechten).</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Wenn sich Gesellschaft an Maßnahmenkosten beteiligt, indem sie höhere Produktpreise zahlt</li> </ul>
Individuelle Beweggründe	Erholung/ Freizeit- gestaltung	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Gehölzanlage ist mit zeitintensiver Gehölzpflege verbunden (verringerte Freizeit/Arbeitszeit)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Die Anlage von Biotopen wie Gehölzstrukturen schafft Lebensräume für Wild, sichert die Wildbestände und damit die Jagd</li> </ul>
Soziale Beweggründe (u.a. hinschtl. Rechtsvor- schriften)	Identität	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Anlage von z.B. Ackerrandstreifen, Sommerkulturanbau, Stoppelfelder haben keine Öffentlichkeitswirksamkeit und verbessern daher nicht die soziale Akzeptanz des Biogaskulturenanbaus</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Blühstreifen sind öffentlichkeitswirksam und fördern soziale Akzeptanz des Biogaskulturenanbaus</li> </ul>
	Vertrauen (in die Absichten/ Motive anderer)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Landwirte pflegen Hecken und werden dann wg. des falschen Zeitpunktes oder der Art und Weise von der Bevölkerung verklagt.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Absprache der Fruchtartenverteilung mit Feldnachbarn aufgrund guten „Gesprächsklimas“ im Dorf möglich.</li> </ul>
	Verfahrensgerechtigkeit/ Legitimität	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Druckausübung der Gesellschaft, Maßnahmen zur ökologischen Optimierung des Biogaskulturenanbau/ Aufwertung des Landschaftsbildes</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Bevölkerung unterstützt Landwirte mit ihren Steuern, da müssen die Landwirte auch etwas über Maßnahmen zum Schutz von Natur und Landschaft zurückgeben.</li> </ul>

		scheint illegitim in ihrer Region, da geringer Maisanteil	
Umwelt-ethische Beweggründe	Ökologischer Maßnahmen-sinn	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Sommerweizenanbau in Regionen mit hohem Maisanteil nicht sinnvoll wg. gleicher Bearbeitungszeiten - Habitatdezimierung</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ackerrandstreifen sind an den geeigneten Standorten kostengünstige und effektive Artenschutzmaßnahmen (dennoch Entschädigung aller Kosten, inkl. folgender Vegetationsperiode gefordert)</li> </ul>
	Naturverbundenheit	<ul style="list-style-type: none"> <li>• /</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Gehölzpflanzungen ohne Entgeltung des Arbeitsaufwandes (nur Material) aus Naturverbundenheit</li> </ul>
	Verbundenheit mit der Kulturlandschaft/ Landschaftsästhetik	<ul style="list-style-type: none"> <li>• /</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Gehölzpflanzungen ohne Entgeltung des Arbeitsaufwandes (nur Material) für die Verschönerung des Landschaftsbildes/Verbundenheit mit der Kulturlandschaft</li> </ul>

Die Ergebnisse des Fokussierten Interviews und des Discrete Choice Experimentes werden in den nächsten Abschnitten gesondert nach Motivkategorie erläutert. Die den einzelnen Beweggründen zugeordneten Motivtypen werden mit „...“ gekennzeichnet.

### Ökonomische Beweggründe

*Hinweis: Die folgenden Ausführungen zu den Motiven der Landwirte, naturschutzfachliche Maßnahmen in ihren Biogaskulturenanbau zu integrieren, entstammen (unter leichter Anpassung) dem selbst verfassten, gleichnamigen Kapitel des (bislang) unveröffentlichten Abschlussberichts zum Forschungsvorhaben „Bioenergie im Spannungsfeld“.*

Zusammengefasst lässt sich den Ergebnissen der Experteninterviews entnehmen, dass Landwirte sich in der Regel nur dann zu einem ökologisch optimierten Energiepflanzenanbau bereit erklären, wenn der Deckungsbeitrag dadurch nicht sinkt („Angst vor finanziellen Verlusten“). Damit kann Hypothese 4a) als bestätigt erachtet werden.

Gänzlich ausgeschlossen werden Maßnahmen, wenn die Landwirte dadurch ihre Betriebsexistenz bedroht sehen. Dies wäre für einen Landwirt z.B. der Fall, wenn er seine auf Moor gelegenen Flächen zum Zwecke der Wiedervernässung verkaufen müsste. Mit dem geringeren Flächenanteil wäre er langfristig nicht mehr konkurrenzfähig („Betriebsexistenz“). Einen mehr oder minder gleichwertigen Flächentausch würde der hierzu befragte Landwirt für die Wiedervernässungsmaßnahme jedoch akzeptieren.

Maßnahmen mit Bedeutung für den Naturschutz werden jedoch auch für den Betriebserhalt umgesetzt, wenn diese ihre Produktionsfaktoren, wie z.B. die natürliche Ertragsfunktion des Bodens schützen („Betriebsexistenz“). Wenn in den Befragungen auch eher eine bodenschonende Fruchtfolgegestaltung der Anlage von Erosionsschutzhecken vorgezogen wurde, akzeptieren wenige Landwirte mitunter auch solche Gehölzstrukturen, wenn sie an natürlichen Grenzen stehen (s.u.). Auch für die existenzielle Gesundheitshaltung des Viehs ist ein Landwirt bereit, Gehölzstrukturen entlang seiner Grünlandflächen zu hegen und pflegen, weil sie Schatten für sein Vieh spenden. Diese betrieblich gedachten Maßnahmen tragen jedoch auch zur Habitaterhaltung für Tiere der Agrarlandschaft bei. Die meisten der befragten Landwirte wollen zudem ihre (überwiegend virtuellen, s. dce-Methode, Kap. 9) Grünlandflächen bewahren, weil sie zur Versorgung der

(hypothetischen, s. dce-Methode, Kap. 9) Viehbestände erforderlich sind („*Betriebsexistenz*“) oder als nicht ackerfähig eingeschätzt wurden („*Angst vor finanziellen Verlusten*“).

Ein Landwirt setzt zum Zwecke der betrieblichen Kostenersparnis freiwillig unbewusst auch eine Klimaschutzmaßnahme um, indem er auf den Grünlandumbruch zur Grünlanderneuerung verzichtet. Das Umbrechen und Neuansäen oder Pestizideinsatz mit Direktsaat seien teurer als die Nachsaat im Schlitzverfahren („*Angst vor finanziellen Verlusten*“). Klima- oder Artenschutzaspekte spielen hier für ihn keine Rolle in der Maßnahmenentscheidung.

Maßnahmen, die aus „*Angst vor finanziellen Verlusten*“ von einigen Landwirten abgelehnt wurden, waren:

- die Absprache mit den Feldnachbarn, nicht die gleichen Kulturen auf aneinandergrenzenden Flächen anzubauen, um die Kulturartenverteilung aufzulockern. Diese für den Artenschutz vorgeschlagene Maßnahme wurde bei größeren Schlägen mitunter zwar akzeptiert, bei zu kleinen Schlägen würden die Logistikkosten und damit die finanziellen Verluste jedoch zu hoch (s. Kap. 9)
- den Anbau von Sommergetreide prozentual zu erhöhen, da die Deckungsbeiträge im Vergleich zu anderen Kulturarten zu gering ausfallen
- das Stehenlassen der Stoppeln im Winter (u.a. logische Konsequenz des geringen Sommergetreideanbaus, jedoch auch unabhängig davon abgelehnt, u.a. bei Maisstoppeln wegen möglichem Mais-Zünsler-Befall)
- Anbau der Durchwachsenen Silphie (*Silphium perfoliatum*), da diese im ersten Jahr gar keinen, im zweiten Jahr nur den halben möglichen Ertrag liefert

Allgemein wird Sommergetreide vor allem eine Rolle als Ausweichfrucht zugesprochen, wenn es zu frostbedingten Ausfällen im Wintergetreide kommt.

### *Individuelle Beweggründe*

Die Aussagen der befragten Landwirte bestätigen den Aspekt aus Hypothese 5b, dass individuelle Vorlieben, wie z.B. Hobbies, die Maßnahmenbereitschaft beeinflussen können. Besonders starke Synergien zwischen persönlichen Hobbies und dem Artenschutz ergaben sich, wenn Landwirte Jäger waren. Die Interessen der Jäger, die Wildbestände aufrecht zu erhalten, decken sich häufig auch mit den Ansprüchen anderer Arten der Agrarlandschaft. So bekundete ein Landwirt, dass er gemeinsam mit anderen Landwirten Biotop angelegt hätte (v.a. Gehölzpflanzungen), die über die Jagdverbände (und damit letztendlich über ihre eigenen Beiträge) finanziert wurden. Ein anderer Landwirt erwähnte ebenfalls, dass er für die Jagd Strukturen angelegt hätte. Ein weiterer Landwirt betonte hingegen, dass dies kein Motiv für ihn zur Gehölzanlage sei, da er eben kein Jäger sei und ihm dies keinen Vorteil verschaffe („Jagd darf Geld kosten, aber nicht meins!“).

Ebenfalls hohen Einfluss hat die aufzuwendende Zeit für die Umsetzung einer Maßnahme. So sprechen sich einige Landwirte gegen die Anlage weiterer Gehölze aus, da die Gehölzpflege zu viel Zeit in Anspruch nehme. Auf der anderen Seite sind einige Landwirte auch zu Maßnahmen bereit, die eine Arbeitersparnis mit sich brächten, da ihnen dies mehr Freizeit verschaffen würde („*Erholung/Freizeitgestaltung*“).

### *Soziale Beweggründe*

Dass auch soziale Motive eine Rolle für die Maßnahmenbereitschaft der befragten Landwirte spielten, wurde im Zuge der Interviews und des Discrete Choice Experiments deutlich. Die Ergebnisse der Befragungen tragen somit zur Bestätigung der Hypothese 5b bei und entsprechen der in der Literatur beigemessenen Bedeutung sozialer Motive (vgl. TYLER 2011, TYLER & BLADER 2000, TYLER 2006, FALK 2001). Eine Ausnahme

hinsichtlich der Voraussetzung eines (zumindest) ausgeglichenen Deckungsbeitrags für die Maßnahmenbereitschaft wird durch das Motiv der sozialen Akzeptanz („*Identität*“) begründet. Die soziale Akzeptanz von Mitgliedern einer sozialen Gruppe, der sich ein Individuum – hier der Landwirt – zugehörig fühlt, definiert seine Rolle in dieser Gruppe. Reputation, Respekt der Mitglieder und Identifikation mit ihrer Gruppe sind für Individuen entscheidend für ihr Selbstbild, ihre Identitätsbildung und -wahrung (TYLER & BLADER 2000, TYLER 2011). Dies gilt auch für die Landwirte, die als Teil der lokalen Bevölkerung Wert auf deren Meinung und Gunst legen. So gaben fast alle Landwirte an, dass die soziale Akzeptanz der Bevölkerung für den Energiepflanzenanbau, oder ihre Landbewirtschaftung allgemein, für sie der Hauptbeweggrund für die generelle Maßnahmenumsetzung sei („*Identität*“). Ein Landwirt würde z.T. sogar etwas geringere Deckungsbeiträge in Kauf nehmen, wenn die verantwortliche Maßnahme einen Werbeeffekt für ihn hätte und zu größerer Akzeptanz in der Gesellschaft führe. Bevorzugt wurden allgemein daher eher Maßnahmen mit hohem Öffentlichkeitswert wie z.B. Blühstreifen. Die Anlage von Blühstreifen knüpften einige Landwirte jedoch an die Bedingung, diese für die Biogasanlage mit beernten zu dürfen. Den in den Experteninterviews vorgeschlagenen Maßnahmen wie dem stärkeren Anbau von Sommergetreide, dem Überwintern von Stoppeln sowie Ackerrandstreifen wurde keine große Öffentlichkeitswirkung zugesprochen. Neben finanziellen Gründen fanden diese Maßnahmen daher allgemein geringere Akzeptanz („*Identität*“). Zwei Landwirte betonten explizit, dass sie die öffentliche Meinung nicht dahingehend beeinflussen würde, Maßnahmen wie Randstreifen zu etablieren. Sie bauten hier eher auf Aufklärung über landwirtschaftliche Praktiken im Energiepflanzenanbau durch Hofführungen oder das Aufstellen von Informationstafeln. Einer der beiden gab zudem zu bedenken, dass die Öffentlichkeit ihn zwar indirekt durch Steuergelder finanziere, aber ja nicht direkt über die Mittelvergabe entscheide. Er sei somit nicht unmittelbar von der Gunst der Bevölkerung abhängig.

Neben der identitätsstiftenden Akzeptanz der Bevölkerung ist für die befragten Landwirte besonders auch die Akzeptanz anderer Landwirte von Bedeutung („*Identität*“). Dies trat in ihren Aussagen deutlich hervor. So begründeten einige Landwirte ihre mangelnde Bereitschaft, Hecken oder Blühstreifen anzulegen, damit, dass dies auf wenig Akzeptanz des Flächennachbarn stoßen würde, da dieser durch solche Maßnahmen beeinträchtigt werden könnte (z.B. Wildkrautverbreitung). Auch auf die Meinung anderer Interessensgruppen wurde bei der Maßnahmenentscheidung Wert gelegt. So wurde als Argument gegen den Anbau der durchwachsenen Silphie (*Silphium perfoliatum*) angegeben, dass deren Ernte sich mit dem Aktivitätszeitraum der Bienen überschneide. Da sie aber von Bienen hoch frequentiert würde, entstehe damit eine „*Bienenfalle*“, was wiederum zu Konflikten mit den Imkern führen würde („*Identität*“).

Eine relevante Grundlage für die Bereitschaft, für eine Maßnahmenumsetzung mit anderen zu kooperieren, ist das „*Vertrauen in die Absichten/Motive anderer*“. Ist dieses gegeben, kann es die Chance für eine Maßnahmenumsetzung erhöhen. So betrachtete einer der drei Landwirte des Fokussierten Interviews die Maßnahme der Abstimmung der Fruchtfolge (s.o.) von vornherein als umsetzbar (falls man sie für erforderlich hielte). Die Fruchtartenverteilung könne aufgrund des guten Gesprächsklimas im Dorf mit den Anbauern für die Biogasanlage abgestimmt werden.

### *Soziale und ökonomische Beweggründe im Hinblick auf Rechtsvorschriften*

Hypothese 5c), die besagt, dass Landwirte Umweltschutzmaßnahmen in ihren Betriebsablauf integrieren, wenn diese rechtlich gefordert sind, konnte weder gänzlich bestätigt, noch widerlegt werden. Explizit befragt wurden hierzu nur die Landwirte des Fokussierten Interviews. Hinweise zu dieser Hypothese konnten jedoch auch dem DCE entnommen werden.

Einige Landwirte bestätigten ihre Bereitschaft, sich an Umweltauflagen zu halten, wenn diese gesetzlich vorgeschrieben seien, wobei ein Landwirt betonte, dass diese Auflagen dann aber für alle Landwirte gelten

müssten („*Verfahrensgerechtigkeit/Legitimität*“, „*Verteilungsgerechtigkeit*“). Dennoch äußerten viele Landwirte ihr Missfallen gegenüber Bewirtschaftungs- und/oder Maßnahmenvorschriften. So betonten fast alle Landwirte, wie wichtig es ihnen sei, selbst darüber bestimmen zu können, wo, wie und wie lange sie die Maßnahme umsetzen würden („*Angst vor finanziellen Verlusten*“, „*Identität*“). Ein Grund hierfür sei, dass häufig zu hohe oder praxisuntaugliche Maßnahmenauflagen bestünden, die oft nicht mit dem Betriebsablauf vereinbar seien. Diese Maßnahmen würden die Landwirte nicht mehr durchführen.

Ein relevantes Motiv gegen die Umsetzung bestimmter Maßnahmen, scheint auch ein beschädigtes Vertrauen in Umweltinstitutionen zu sein. Einige Landwirte beklagten, dass freiwilliges Engagement häufig sogar bestraft würde, wenn Landwirte z.B. eine Hecke anlegen würden und dann für den Zeitpunkt und die Art und Weise der Heckenpflege von der Bevölkerung und Behörden belangt würden. Dies hat bei einigen Landwirten die Bereitschaft zur Gehölzpflanzung stark reduziert („*Glaubwürdigkeit/Verlässlichkeit*“, „*Vertrauen*“, „*Verfahrensgerechtigkeit/Legitimität*“). Auch käme es häufig vor, dass freiwillig durchgeführte Maßnahmen verpflichtend würden.

Letzteres steht in Widerspruch zu Hypothese 5d). Die diese Hypothese betreffende Frage zielte darauf ab, dass Landwirte präventive Maßnahmen ergreifen könnten, um negative Umweltfolgen zu vermeiden. Dies könnte für sie eine Rolle spielen, wenn Restriktionen (z.B. Maisdeckel) aufgrund ökologischer Schadwirkungen z.B. des vermehrten Maisanbaus erlassen werden, die ihre eigenen Betriebe ökonomisch beeinträchtigen könnten. Ein Landwirt beantwortete dieses Szenario mit dem Hinweis, dass er durch einen vorbeugend geringeren Maisanbau bzw. eine präventiv diverser gestaltete Fruchtfolge dazu beitragen würde, dass die Behörden noch mehr Baugenehmigungen für Biogasanlagen erteilen würden, da dies die Schwelle der ökologischen Belastbarkeit herauszögern würde. Er hätte dann aber eine verminderte Gasausbeute zu verbuchen („*Angst vor finanziellen Verlusten*“). Nach Meinung aller befragten Landwirte sollten die Behörden lieber gemäß dem Vorsorgeprinzip vermeiden, dass zu viele Anlagen in einer Region gebaut würden. Restriktionen, die nachträglich eingeführt würden, wären ungerecht, da sie die durch die späteren Biogasanlagenbauer verursacht worden wären („*Verteilungsgerechtigkeit*“).

Auch andere Aussagen zeigen, dass bei den Landwirten eher ein „vorausseilender Ungehorsam“ als ein „vorausseilender Gehorsam“ zu finden ist. So sei der Aussage einiger Landwirte zwischen Verkündung und Inkrafttreten der CrossCompliance-Regelung zum Dauergrünlandschutz ein massenhafter Umbruch von Dauergrünland erfolgt. Immer noch brächen viele Landwirte Grünlandflächen alle fünf Jahre um, um den Dauergrünlandstatus und damit einen „lock-in“-Effekt zu vermeiden. Der „lock-in“-Effekt entsteht mit der Vergabe des Dauergrünland-Status nach dem fünften Grünlandjahr. Dann darf diese Fläche nicht mehr beackert werden. Die Landwirte verlieren damit die Entscheidungsautonomie über die Flächenbewirtschaftung („*Verteilungsgerechtigkeit*“). Man nehme sich und seinen Kindern damit langfristig die Möglichkeit, dort Ackerbau zu betreiben, auch wenn die Marktbedingungen dies erfordern würden („*Betriebsexistenz*“, „*Angst vor finanziellen Verlusten*“). Auch verlangten einige Verpächter von ihren Pächtern, den Ackerstatus zu erhalten, womit sie zum Umbruch gezwungen wären („*Betriebsexistenz*“). Einige Verpächter sprächen sich zudem aus Angst, dass eine angelegte Hecke nach 20 Jahren als rechtlich geschütztes Biotop deklariert würde, gegen Heckenpflanzungen aus („*Verfahrensgerechtigkeit/Legitimität*“, „*Glaubwürdigkeit/Verlässlichkeit*“, „*Vertrauen*“). Einige befragte Landwirte würden daher auf ihren gepachteten Flächen, aus Angst vor einer Pachtaufkündigung und vor Verlust der Produktionsfläche („*Betriebsexistenz*“), keine Hecken anlegen. Die Sorge um eine Pachtaufkündigung nannten einige Landwirte zudem als Motiv gegen die Anlage von Blüh-

oder Ackerrandstreifen auf den gepachteten Flächen. Einige Verpächter würden diese Flächen als „unordentlich“ betrachten und könnten dies als Verstoß gegen die in den Pachtverträgen geforderte „sachgemäße Landwirtschaft“ auslegen („*Betriebsexistenz*“).

Der Vertrauensverlust in die öffentlichen Umweltinstitutionen, die Befürchtung, durch öffentliche Restriktionen zu stark eingeschränkt zu werden, veranlasst einige Landwirte (sowohl Interviewte als auch aus der Literatur entnommene Beispiele) dazu, Naturschutzmaßnahmen lieber in Eigeninitiative mit anderen Landwirten oder mit nicht-öffentlichen Institutionen umzusetzen, wie beispielsweise beispielsweise dem Jagdverband („*Glaubwürdigkeit/Verlässlichkeit*“, „*Vertrauen*“).

### *Ökologische Beweggründe*

Auch ökologische Motive spielten bei der Entscheidung für oder gegen eine Maßnahme eine Rolle. Häufige Einwände bezogen sich dabei auf die ökologische Sinnhaftigkeit einer Maßnahme. Negative Kritik (im Folgenden mit „-“ gekennzeichnet) hinsichtlich des ökologischen Wertes wurde für folgende Maßnahmen geäußert:

- Erhöhung des Anteils von Sommergetreide auf 10-30 % ist nicht sinnvoll in Regionen mit hohem Maisanteil, da dies großräumig zu gleichen Bewirtschaftungsterminen und damit einem verringerten Habitatangebot führe.
- Erhöhter Sommergetreideanteil ebenfalls kritisch in Wasserschutzgebieten, da hier die Flächen im Winter nicht bedeckt seien (NitratAuswaschungen).
- Sommergetreideanbau bringt erhöhten Bewässerungsbedarf mit sich – in Regionen mit geringerer Grundwasserneubildungsrate kann dies problematisch für den Wasserhaushalt sein.
- Stehenlassen von Maisstoppeln im Winter hat geringere Effekte für den Artenschutz, da späte Ernte ein Aufkommen von Ackerwildkräutern nicht zulassen würde und der Winterhabitateffekt somit geschmälert sei - Stoppeln von Sommergetreide seien hier sinnvoller.
- Schutz von Kalkmagerrasen auf seinen Flächen überflüssig, da Hundebesitzer ihre Hunde in die Flächen laufen ließen und diese alle Tiere vertreiben würden (Beweggrund für Landwirt, auf diesen Flächen möglicher Weise eher Mais anzubauen).
- Umbruch mineralischer sowie mit dem Erneuerungsumbruch organischer Böden (Moore) verbundenen CO<sub>2</sub>-Emissionen (und somit die Maßnahme des Grünlandeschutzes) nicht relevant für den Klimaschutz. Einsparung fossiler Rohstoffe sei viel relevanter.

Generell schien das Thema der klimaschonenden Landbewirtschaftung für die Landwirte neu zu sein, sowohl was die CO<sub>2</sub>-Emissionen aus Grünlandumbruch und landwirtschaftlicher Moornutzung als auch die N<sub>2</sub>O-Emissionen aus nicht bedarfsgerechter, zeitlich-standörtlich angepasster Düngung anbelangt. Positiv hinsichtlich seiner Bedeutung für den Artenschutz bewertete ein Landwirt die Maßnahme des Ackerrandstreifens. Er habe auf einer seiner Flächen über mehrere Jahre selbst Ackerrandstreifen etabliert. Eine Biologin habe dort Arteninventare erhoben und ihm die Effekte erläutert. Daraufhin habe er die positive Wirkung bewusst beobachtet. Man könne mit relativ geringen Mitteln viel für die Artenvielfalt erreichen, wenn man den passenden Standort auswähle. Er würde einen Ackerrandstreifen allerdings nur anlegen, wenn der Deckungsbeitrag inklusive der aus der Maßnahme hervorgehenden Kosten für die Folgefrucht ausgeglichen würde (Folgen einer Aussamung der Kultur im Ackerrandstreifen in der Nachfrucht) oder aber, wenn er den Ackerrandstreifen beernten dürfe.

Einige Landwirte gaben an, dass sie aus „Naturverbundenheit“ sowie aus „Verbundenheit mit der Kulturlandschaft/Landschaftsästhetik“ Gehölzpflanzungen durchführen würden bzw. dies bereits getan haben. Diese und die vorherigen Ausführungen zu ökologischen Beweggründen bestätigen damit den Teilaspekt aus Hypothese 5b), dass ökologische Motive eine Rolle bei der Maßnahmenentscheidung spielen können.

### 11.6 Forschungsfrage 6

Welche Rolle spielen räumlich schlaggenau dargestellte, kartografische Informationen über Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus, potentieller Schutzmaßnahmen sowie deren Kosten für die Maßnahmenbereitschaft von Landwirten?

Hypothese:

- a) *Betriebsspezifische, schlaggenaue, kartografische Informationen über die Art und räumliche Ausdehnung der Auswirkungen seiner Flächenbewirtschaftung, über potentielle Maßnahmen sowie deren Kosten und Vorteile kann die Maßnahmenbereitschaft der Landwirte beeinflussen.*

Wenn Landwirte ihren Biogaskulturenanbau ökologisch optimieren sollen, benötigen sie Informationen über die möglichen Folgen ihrer Bewirtschaftungspraxis für Natur und Landschaft, abhängig von der standörtlichen Empfindlichkeit ihrer Betriebsflächen. Bei negativen Auswirkungen ihrer Bewirtschaftung auf die Naturgüter, müssen den Landwirten Bewirtschaftungsalternativen aufgezeigt werden, die keine oder weniger Nachteile bzw. vorzugsweise Vorteile für Natur und Landschaft aufweisen. Auch über die Kosten solcher Maßnahmen sollte informiert werden.

Eine der Forschungsfragen der kumulativen Dissertation war es, inwiefern die Bereitstellung solcher Informationen im Rahmen einer GIS-gestützten betriebsspezifischen Umweltberatung dazu beitragen kann, Landwirte dazu zu motivieren, ihre Flächenbewirtschaftung ökologisch anzupassen. Um diese Forschungsfrage zu beantworten, wurde ein Discrete Choice Experiment mit sieben Landwirten aus unterschiedlichen Regionen Niedersachsens durchgeführt. In einem gestaffelten Aufbau wurden die Landwirte zuerst

1. auf Basis einer Status-Quo-Bewirtschaftung (Auswahlsortiment I),
2. darauffolgend auf Basis von einer ökologischen Bewertung der gewählten Flächenbewirtschaftung und der Empfehlung von Naturschutzmaßnahmen (Auswahlsortiment II) und
3. abschließend auf Grundlage der Information über die Kosten der Maßnahmen (Auswahlsortiment III)

befragt, ob sie ihre Bewirtschaftung anpassen möchten. Wie die Ergebnisse zeigen, können kartografisch aufbereitete Informationen über ökologische Auswirkungen des individuellen Flächenmanagements, zu möglichen Schutzmaßnahmen und deren Kosten, die Maßnahmenentscheidung der Landwirte beeinflussen. Allerdings unterscheiden sich die ausgewählten Bewirtschaftungsvarianten und deren Veränderungen mit Erhalt neuer Informationen innerhalb der Landwirte mitunter sehr. Um diese Unterschiede näher beschreiben zu können, wurden unterschiedliche Informationsrezeptionstypen definiert. Diese wurden aus den Entscheidungsveränderungen zwischen den Auswahlsortimenten I bis III sowie den persönlichen Begründungen der Landwirte hinsichtlich ihrer getroffenen Auswahl abgeleitet.

Die definierten Informationsrezeptionstypen spiegeln die unterschiedlichen Beeinflussungsgrade der Landwirte durch Umwelt- und/oder Kosteninformationen im Zuge einer betriebsspezifischen, GIS-gestützten Umweltberatung wider. Folgende Informationsrezeptionstypen wurden aus den Ergebnissen abgeleitet:

1. Hohe Beeinflussung durch ...
  - (a) Umweltinformationen und/oder
  - (b) Kosteninformationen zu Maßnahmen/Bewirtschaftungsalternativen.
2. Mittlere Beeinflussung durch...
  - (a) Umweltinformationen und/oder
  - (b) Kosteninformationen zu Maßnahmen/Bewirtschaftungsalternativen.
3. Keine Beeinflussung durch Umweltinformationen oder Kosteninformationen zu Maßnahmen/ Bewirtschaftungsalternativen
  - (a) Basiswahl ökologisch motiviert und/oder
  - (b) Basiswahl ökonomisch motiviert.

Die Typen 1a) bis 3b) wurden jeweils durch einen Landwirt repräsentiert, der Typ 3b) durch drei, von denen einer auch unter 3a) vertreten war. Dieser hatte zwar eine relativ ökologische Grundausswahl im ersten Auswahlset getroffen. Seine Aussagen deuteten jedoch zusätzlich auch auf ökonomische Motive hin.

Unterschiede hinsichtlich der Informationsempfänglichkeit bestanden nicht nur zwischen ökologischen und ökonomischen Informationen, es wurde auch innerhalb der ökologischen Informationen differenziert. Dies hatte jedoch teilweise auch ökonomische Beweggründe. Das Thema des Erosionsschutzes schien z.B. für die meisten Landwirte von besonderem Interesse zu sein, da sich ein erosionsbedingter negativer Humusgehalt auf die natürliche Ertragsfähigkeit des Produktionsfaktors Boden auswirkt. Dies hat wiederum Folgen für den Gewinn. Auch schienen die Landwirte im Bereich des Bodenschutzes häufig bereits eigene Vorstellungen über geeignete Maßnahmen zu besitzen. Einige Landwirte waren z.B. der Ansicht, dass die vorgeschlagene Erosionsschutzmaßnahme der Windschutzstreifen gleichwertig mit einer entsprechenden Fruchtfolgegestaltung sei und zogen diese Maßnahmen der Anlage von Hecken als Windbrechern vor. Das Thema der CO<sub>2</sub>-Vermeidung durch Grünlandschutz bzw. das Risiko von CO<sub>2</sub>-Emissionen aus Grünlandumbruch war den Teilnehmern des DCE (wie auch in den Experteninterviews) kaum bekannt. Wie die flankierende Diskussion ergab, empfanden einige Landwirte das Thema zudem als wenig relevant oder die vorgestellten Ergebnisse erschienen ihnen nicht glaubhaft. Nur ein Landwirt änderte seinen zuvor gewählten Grünlandanteil aufgrund der Information zu den mit dem Umbruch verbundenen CO<sub>2</sub>-Emissionen. Die anderen Landwirte bewahrten ihre Grünlandflächen vorwiegend aus betriebsstrukturellen und ökonomischen Gründen.

### 11.7 Forschungsfrage 7

Welche Konflikte mit Arten- und Klimaschutz können potentiell von der Betriebsebene aus gelöst werden, welche bedürfen regionaler Steuerung?

Hypothese:

- a) *Synthese aus Hypothesen zu Forschungsfragen 2. und 5.*

Die Frage, ob sich durch landschaftliche Flächennutzung (hier: Biogaskulturenanbau) verursachte Schädigungen für den Klima- und Artenschutz durch Eigeninitiative der Betriebsinhaber hinsichtlich der Schutzmaßnahmenumsetzung lösen lassen, hängt sowohl

- von der räumlich (und zeitlichen) Dimension der Schädigung als auch

- von der Bereitschaft der Landwirte zur eigeninitiierten Maßnahmenumsetzung ab.

Wird das Ausmaß der durch eine Landnutzung erfolgte Schädigung durch die unter den Ergebnissen zu Forschungsfrage 2 sowie in Kapitel 5 aufgeführten kumulativen, wertbasierten oder prozessbasierten Skaleneffekte beeinflusst, ist ein Agieren höherer Planungsebene erforderlich. Auch wenn eventuelle Eigeninitiativen einiger Landwirte durchaus einen positiven Beitrag zur Vermeidung und Verminderung solcher skalenbasierter Schädigungen leisten können, darf zumindest die Koordination der Maßnahmen von entsprechend räumlicher Planungsebene zur Erreichung des Gesamtzieles (z.B. Erhalt Biotopverbundsachsen) nicht unterbleiben. Für erforderliche Klima- und Naturschutzmaßnahmen, die nicht freiwillig umgesetzt werden, sollte jedoch seitens der Planungsebene eine Steuerung erfolgen. Mögliche Instrumente sind beispielsweise die Ausweisung von Schutzgebieten, Vorrang- und Vorsorgegebieten oder von Förderkulissen für bestimmte Naturschutzprogramme (z.B. Kooperationsprogramm Naturschutz – Nordische Gastvögel, Wallheckenprogramme etc.) - falls räumlich-genaue Informationen zu für Natur und Landschaft schädlichen Wirkfaktoren und entsprechend standörtlichen Empfindlichkeiten existieren. Liegen keine oder nur unzureichend raum-konkrete Daten zu der Empfindlichkeit der Standortbedingungen gegenüber (z.B.) dem Biogaskulturenanbau vor, ist eine raum-unabhängige Steuerung erforderlich. Diese kann jedoch, wie in der Praxis üblich, auch flankierend zum Einsatz raum-spezifischer Instrumente erfolgen. Gängige Instrumente sind hier die Kontrolle und Sanktionierung im Falle von Verstößen gegen die gFP, CC und das greening, bzw. im Umkehrschluss die Honorierung von Umweltleistungen durch Erhalt der Direktzahlungen bei Einhaltung der CC und des greenings.

Verbleiben die Auswirkungen des Biogaskulturenanbaus auf den Flächen eines Betriebes, handelt es sich dabei um „on-site“ Auswirkungen (vgl. Kap. 5). Verstoßen diese nicht gegen die gFP, CC oder das greening (oder sonstige rechtliche Auflagen), hat der Landwirt keine Konsequenzen zu tragen, falls er die Auswirkungen nicht beheben möchte. *[Aufgrund mangelhafter Umsetzung des Vorsorgeprinzips bei der Erkennung und Steuerung kumulativer Effekte (z.B. hohe Nitratbelastung des Grundwassers durch zu hohe N-Überschüsse bei der Düngung), mangelnden Kapazitäten der Planungsbehörden, skalenrelevante Schädigungen der Flächenbewirtschaftung für Schutzgüter zu kontrollieren und ahnden, hat der Landwirt in der Praxis jedoch auch bei grenzüberschreitenden Auswirkungen häufig keine Konsequenzen zu tragen.]* Nun entscheiden intrinsische oder über die gFP, CC oder das greening hinausgehende extrinsische Motive und Kapazitäten des Landwirts darüber, ob und welche Maßnahmen er umsetzt und ob das Subsidiaritätsprinzip greifen kann.

Laut der gewonnenen Erkenntnisse bestehen die besten Chancen zur Umsetzung des Subsidiaritätsprinzips durch eine freiwillige Umsetzung von Schutzmaßnahmen, wenn die Maßnahme einen höheren Deckungsbeitrag (Db) als die übliche Flächenbewirtschaftung erbringt. Auch stimmen Landwirte einer Maßnahme eher zu, wenn diese ökonomische Vorteile für sie generiert (z.B. Nutzung Blühstreifenschnitt für BGA). Die Mindestanforderung zur Maßnahmenbereitschaft ist im Regelfall ein ausgeglichener Db. Allerdings bietet allein ein ausgeglichener Db häufig nicht genug Anreiz. Weitere individuelle, soziale oder ethische Motive entscheiden darüber, ob der Biogaskulturanbauer eine Maßnahme dann tatsächlich umsetzt. Den stärksten nicht-ökonomischen Anreiz für eine Maßnahmenumsetzung bot für die meisten der befragten Biogaskulturanbauer eine hohe Öffentlichkeitswirksamkeit. Unter der Prämisse einer hohen Öffentlichkeitswirksamkeit waren wenige Landwirte sogar dazu bereit, geringe Db-Verluste in Kauf zu nehmen. Für fast alle der befragten Biogasanbauer entschied dieses Motiv jedoch auch bei ausgeglichenem Db über eine Maßnahmenumsetzung. Hinsichtlich der Art der Maßnahme kann geschlussfolgert werden, dass Blühstreifen ein besonders hohes Potential zur Umsetzung haben, da diesen eine besondere Öffentlichkeitswirkung im Vergleich zu anderen Maßnahmen beigemessen wurde. Die Angst, dass eine Maßnahme zu sozialen Konflikten

mit Feldnachbarn oder Verpächtern führen kann (v.a. bei Randstreifen, Gehölzstrukturen), führt zu eingeschränkter Maßnahmenbereitschaft. Vor allem ein möglicher Entzug der Flächennutzungsrechte durch den Verpächter wird als existenzbedrohend gesehen und stellt für die meisten Landwirte ein Ausschlusskriterium dar.

Bei Biogaskulturanbauern, die gleichzeitig Jäger sind, existiert eine teils hohe Bereitschaft, in Eigeninitiative Biotop anzulegen, wenn sie sich davon einen Vorteil für die Erhaltung der Wildbestände versprechen. Hier scheint die Chance, dass Maßnahmen gemäß Subsidiaritätsprinzip in Eigeninitiative implementiert werden, vergleichsweise hoch. Von besonderer Bedeutung für die Maßnahmenbereitschaft sind auch weiche Kriterien wie Vertrauen und Verlässlichkeit bezüglich möglicher Kooperationspartnern, wie z.B. den Behörden. Besteht die Gefahr, dass freiwillig umgesetzte Maßnahmen verpflichtend werden (z.B. Unterschutzstellung einer selbst gepflanzten Hecke, Baumbestände etc.), senkt dies die Bereitschaft der Biogasanbauer, zur freiwilligen Maßnahmenumsetzung drastisch herab.

## 12. Diskussion

### 12.1 Ziel und Inhalt der Doktorarbeit

Ziel dieser Arbeit war es zu erörtern, ob und welchen Auswirkungen des Anbaus von Biogaskulturen auf den Arten- und Klimaschutz gemäß Subsidiaritätsprinzip von der Betriebsebene entgegengesteuert werden kann. Eine Steuerung von institutioneller Seite sollte dann erfolgen, wenn mögliche negative Auswirkungen der landwirtschaftlichen Flächennutzung die Rechte anderer beschneiden. Um zu prüfen, ob bzw. in welchen Fällen der Anbau von Biogaskulturen Landschaftsfunktionen oder Naturgüter von allgemeiner Bedeutung beeinträchtigen kann, wurden räumliche Skaleneffekte analysiert. Die aus dieser Analyse hervorgehenden Schemata können dazu eingesetzt werden die erforderliche Steuerungsebene zur Behebung oder Vermeidung möglicher skalenabhängiger Schadwirkungen zu identifizieren.

Um zu überprüfen, ob Landwirte dazu bereit sind, gemäß dem Idealfall des Subsidiaritätsprinzips Schutzmaßnahmen möglichst eigenverantwortlich umzusetzen, wurden die Motive und Kapazitäten der Landwirte, ihren Biogaskulturenanbau hinsichtlich der Belange des Arten- und Klimaschutzes zu optimieren erfragt. Hierzu wurden zwei qualitative Befragungskonzepte angewandt: ein fokussiertes Interview sowie ein Discrete Choice Experiment. Die Befragungsergebnisse können zur Beantwortung der Frage beitragen, welcher Steuerungsbedarf erforderlich ist, um eine eigenverantwortliche Maßnahmenumsetzung zu unterstützen und in welchem Falle gegebenenfalls auch harte Steuerungsinstrumente erforderlich sind.

Weiche Steuerungsinstrumente werden harten Steuerungsinstrumenten für die Erreichung von Umweltschutzziele Vorrang gewährt. Welche Möglichkeiten dabei tatsächlich bestehen, die Umsetzung von Arten- und Klimaschutzmaßnahmen durch das weiche Instrument der Umweltberatung zu fördern, wurde ebenfalls in dem oben genannten Discrete Choice Experiment untersucht.

Die Befragungen basierten auf betriebsspezifischem Kartenmaterial, dass durch Erhebungen auf den drei Testbetrieben und anschließender Datenverarbeitung in der naturschutzfachlichen Betriebsmanagementsoftware MANUELA erstellt wurde. Dabei wurden in MANUELA die Nutzungseinflüsse auf die THG-Entwicklung und auf den Artenschutz bewertet. Die hierzu erforderlichen MANUELA-Instrumente wurden im Rahmen der Doktorarbeit entwickelt.

### 12.2 Entwicklung des Biogaskulturenanbaus und Triebkräfte

Der vor allem durch die EEG-Novellierungen 2004 und 2009 geförderte rapide Ausbau der Biogasproduktion und der damit verbundene zunehmende Maisanbau hat in einigen Regionen Deutschlands zu Konflikten mit Natur und Landschaft geführt. Zu Beginn drehte sich die öffentliche Debatte dabei vor allem um die durch den flächendeckenden Maisanbau uniformierte Landschaft und beschnittene Sichtachsen, die die Erholungsfunktion der Landschaft beeinträchtigten (RÜSKAMP 17. September 2010, FEHMARN 24 HEILIGENHAFEN 2011, BÜRGERINITIATIVE FÜR OSTRHAUDERFEHN 2009, LÜTTICH-GÜR 30. August 2011). Mittlerweile stehen vor allem ökologische Kritikpunkte des flächendeckenden Maisanbaus und anderer Wirkfaktoren der Biogasproduktion im Fokus der öffentlichen Diskussion (LINHART & DHUNGEL 2013). Der flächendeckende, schlagübergreifende Anbau einer Kulturart stellt jedoch keine spezifische Eigenschaft des Biogaskulturenanbaus dar. Immerhin weisen manche Regionen Niedersachsens ebenso hohe Anteile an Winterweizen, wie andere an Mais auf. Auch vermag der Maisanbau für die Biogasproduktion die Fruchtfolge und Fruchtartenvielfalt in einigen Regionen mit zuvor geringem Maisanteil sogar zu bereichern (Kap. 2.1). Dennoch lässt sich nicht leugnen, dass der zusätzliche Anbau von Mais für die Biogasproduktion vor allem in

Gebieten, in denen zuvor bereits Mais für die Futtermittelgewinnung angebaut wurde, zu starken Konzentrationen des Maisanbaus auf der Landschaftsebene geführt hat. Zudem reagiert die agrarkulturelle Entwicklung sensibel auf marktpolitische Anreize, so dass nicht ausgeschlossen werden kann, dass sich die Maisanteile künftig auch in anderen Gebieten ausweiten. So wiesen Viehhaltungs-/Veredelungsregionen vor dem EEG 2012 die höchste MWel-Zahl auf. Durch Anreize der EEG-Novellierungen 2012 (ebenda) und 2014 (BUNDESTAG) nahm der BGA-Bau/Leistungszubau jedoch auch auf Ackerregionen ärmerer Standorte so zu, dass diese mittlerweile eine höhere MWel-Zahl zu verzeichnen haben, als die Veredelungsregionen (3N KOMPETENZZENTRUM NIEDERSACHSEN NETZWERK NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E.V. 2014a). Diese schnellen Reaktionen auf die unterschiedlichen EEG-Novellierungen (2004, 2009, 2012 und 2014) demonstrieren zwar die Macht politischer Steuerungsinstrumente. Zugleich verweisen sie aber auch auf die Verantwortung der politischen Entscheidungsträger, neue oder angepasste Steuerungsinstrumente fundiert und langfristig zu planen. Wird der flächendeckende Anbau lediglich in andere Regionen verlagert, wird das Problem lediglich in andere Regionen verteilt. Mit der Begrenzung des Maisanbaus auf 60 % Anteil am Eingangssubstrat über den Maisdeckel (§ 27 Abs. 5 EEG 2012), wurde von der Politik ein Versuch unternommen, hohe Maisanteile einzudämmen. Allerdings gilt der Maisdeckel nur für neu erstellte Anlagen, so dass alle vor dem EEG 2012 laufenden Anlagen weiterhin soviel Mais in die BGA einspeisen können, wie zuvor. Räumliche Clusterungen lassen sich mit diesen Restriktionen daher vermutlich nicht verhindern.

### 12.3 Auswirkungen des Biogaskulturanbaus auf den Arten- und Klimaschutz und deren Skalenrelevanz

Noch mehr als der Standort der Beeinträchtigungsquelle (pressure), bestimmt die ökologische Systemgrenze des betrachteten Naturgutes das räumliche Ausmaß einer Auswirkung. Da prozess-basierte oder wert-basierte Empfindlichkeiten der ökologischen Systeme nicht deckungsgleich mit der Schlag- oder auch der Betriebsebene sind, können Auswirkungen von Bewirtschaftungsmaßnahmen bis über die Schlag- und Betriebsebene hinausreichen. Verstärkt werden können diese prozess- und wertbasierten Schadwirkungen durch das kumulative Auftreten eines Wirkfaktors, wie z.B. dem schlagübergreifenden Maisanbau durch unterschiedliche Landwirte einer Region. Dies kann am Beispiel des Artenschutzes verdeutlicht werden. Für viele Arten der Agrarlandschaft ist die von einem flächenübergreifenden Maisanbau betroffene Landschaftsebene von ausschlaggebenderer Bedeutung als Veränderungen auf der Schlagebene. Die Fruchtartenverteilung im Raum bestimmt im hohen Maße das Lebensraumangebot in der Agrarlandschaft und damit auch die Artenvielfalt (GLEMNITZ et al. 2015, TILLMANN 2011, REICH et al. 2011, GÖDEKE et al. 2011).

Die meisten Tierarten der Agrarlandschaft halten sich bevorzugt an den Rändern der angebauten Kulturen auf. Bei einem schlagübergreifenden Anbau ein und derselben Kulturart schwinden jedoch die Randeffekte, und das Lebensraumangebot für die Arten verringert sich (vgl. TILLMANN 2011). Die Auswirkungen des schlagübergreifenden Anbaus von Mais stellen dabei für Regionen mit wenig agglomerierten Flächen und begrenzter Schlaggröße einen kumulativen Effekt dar, da hier mehrere Verursacher beteiligt sind. In Regionen wie Mecklenburg-Vorpommern, in denen landwirtschaftliche Betriebe wesentlich mehr (durchschnittlich 285,9 ha, Vergleichsweise Niedersachsen: 61,8 ha; GURRATH 2011) und größere Flächen bewirtschaften, kann es sich hierbei theoretisch auch um einen „on-site“-Effekt handeln. Darüber entscheidet jedoch auch der Wert des betroffenen Schutzgutes. Sind beispielsweise seltene und bedrohte Arten von regionaler überregionaler Bedeutung betroffen, handelt es sich auch hier um einen grenzüberschreitenden („transboundary“ oder „off-site“) Effekt. Wertbasierte Schadwirkungen können auftreten, wenn eine regional oder überregional seltene oder gefährdete Zielart durch einzelne Anbauverfahren in ihrer Reproduktion eingeschränkt werden. So hat der Anbau in später Zweitfruchtstellung oder eine früh beerntete Winterzwischenfrucht für Brutvögel z.B. eine nur sehr geringe Lebensraumqualität zu verzeichnen (GLEMNITZ et al. 2015).

Finden diese Anbauweisen in hoher räumlicher Ausdehnung statt, so dass die Zielarten keine bzw. ungenügend Ausweichhabitate zur Verfügung haben, so handelt es sich um eine kumulativ verursachte wertbasierte Schädigung.

Wenn durch langjährige intensive Landwirtschaft bereits keine seltenen oder bedrohten Arten mehr vorkommen, würde es sich aus der Artenschutzperspektive um einen „on-site“ Effekt handeln. Nach Maßgabe des in Kap. 5 (Abb. 7.1, 7.3, Tab. 7.3) dargestellten Schemas würde eine Maßnahmenumsetzung zur Aufwertung für den Artenschutz in diesem Falle dem Landwirt allein obliegen. Hier zeichnet sich eine Schwäche des Schemas ab, dass jedoch lediglich den Nachrüstungsbedarf im Naturschutzrecht widerspiegelt. Sind eine oder mehrere Arten z.B. aufgrund (rechtmäßiger) struktureller Veränderungen wie dem vermehrten Schwund von Stilllegungsflächen oder Grünland (vgl. NITSCH et al. 2009, NITSCH et al. 2010, MUREK 2013) aber auch der qualitativen Abwertung des Grünlandes (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BFN) 2014) erst in einer Region verschwunden, gibt es keine rechtliche Handhabe, die Wiederherstellung des Lebensraums für diese Arten anzuordnen. Wie viele Arten auf diese Weise ihren Lebensraum verlieren können und bereits verloren haben, wird schon anhand des besonderen Artenreichtums und Habitatwertes des (extensiven) Grünlands für seltene und bedrohte Arten deutlich (ebd.).

Die genaue Ursache für erhöhte Grünlandverluste, wie sie vor allem Mitte bis Ende der ersten Dekade des neuen Jahrtausends erfolgten, kann aufgrund mangelhafter Datenlage nicht eindeutig belegt werden (NITSCH et al. 2010). Einige Quellen gehen davon aus, dass neben antragsspezifischen Gründen (Vermeidung des Dauergrünlandstatus nach CC, vgl. Kap. 2) auch der mit dem EEG 2004 und 2009 verstärkt erfolgte Ausbau der Bioenergieproduktion einen entscheidenden Anteil an den Grünlandverlusten (zumindest in Niedersachsen und Sachsen) hat (STIEPEL et al. 2006, LIND et al. 2009). Andere Quellen sehen keinen Beleg hierfür (GÖDEKE et al. 2011, LAGGNER et al. 2014).

Viele sehen Grünlandverluste jedoch neben den Intensivierungen im Milchviehsektor oder der Betriebsauf- bzw. -übergabe (SCHEFTELOWITZ et al. 2014, vgl. Kap. 2) im Kontext einer zunehmenden Flächenkonkurrenz. Die Flächenkonkurrenz und die damit verbundenen steigenden Pachtpreise haben vor allem auch durch den starken Bioenergieausbau zugenommen (GURRATH 2011, EMMANN & THEUVSEN 2012). Daher wird dem Biogaskulturenanbau aufgrund von Flächenkonkurrenzen zumindest eine indirekte Teilhabe am vermehrten Grünlandumbruch zugeschrieben (SCHEFTELOWITZ et al. 2014, EMMANN & THEUVSEN 2012, MUREK 2013).

Der Biogaskulturenanbau hat mutmaßlich anteilige Verantwortung für den Grünlandverlust, und somit auch eine Mitschuld an den mit den Umwandlungen verbundenen Folgen wie z.B. den erhöhten THG-Ausstoß (s.u.) und den Habitatverlust. Der verloren gegangene Habitatwert ist dabei vom vorherigen Bewirtschaftungszustand abhängig ist. Je extensiver die Bewirtschaftung war, desto höher sind die Verluste für den Artenschutz, da extensiv bewirtschaftete Grünlandflächen i.d.R. artenreicher sind als intensiv genutztes Grünland. Da die Wiederherstellung solch artenreicher Bestände nach Umwandlung in Acker sehr langwierig ist (BAKKER & BERENDSE 1999), sind ihre Verluste für den Artenschutz als kritisch einzustufen (s.o.).

Ob eine „on-site“ oder „off-site“ („transboundary“) Auswirkung vorliegt und welche Entscheidungsträgerebene daher aktiv werden sollte, ist je Schutzgut individuell einzuschätzen. Dabei wird eine solche Einstufung für Auswirkungen auf die Erholungsfunktion der Landschaft vermutlich schwieriger umzusetzen sein, als für den Artenschutz. Im Falle der Erholungsfunktion bestehen vergleichsweise weniger harte Kriterien, um wertbasierte oder prozessbasierte Effekte zu belegen bzw. einen juristischen Anspruch auf eine Bewirtschaftungsänderung zu erheben. Dafür scheint der gesellschaftliche Druck hier häufig höher zu sein, so dass die Chance auf eigeninitiierte Maßnahmen hier u.U. höher ist (s. Kap.9).

Prozessbasierte Auswirkungen können z.B. bei einer Beeinträchtigung des Biotopverbundes entstehen, wenn Trittsteinelemente oder Verbundachsen zerstört oder geschädigt werden (vgl. JEDICKE 1990). Je nach Aktionsradius der betrachteten Zielart und Schlaggröße kann hier schon ein Einzelverursacher eine Schädigung verursachen. Entfernt ein Landwirt z.B. einzelne oder mehrere Hecken entlang seiner Flächen (weil sie z.B. Konflikte mit Feldnachbarn hervorrufen oder zur Vermeidung von lock-in-Effekten), kann dadurch bereits ein Biotopverbund von lokaler oder höherer Bedeutung gefährdet werden. Dies beeinträchtigt dann den Prozess der Migration von Arten zum Zwecke der Nahrungsaufnahme, Paarung bzw. genetischen Austausches von Populationen einer Art (prozess-basierter Effekt).

#### 12.4 Klimarelevanz von Landnutzung und Landnutzungsänderung

Zu den kumulativ verursachten, prozessbasierten Auswirkungen zählt unter anderem der THG-Ausstoß aus Landnutzungsänderungen wie dem zuvor erwähnten Grünlandumbruch oder der landwirtschaftlichen Moornutzung. Hier wirken sich kumulative Quellen auf den globalen Erwärmungsprozess aus. Auch wenn Einigkeit über die generelle Bedeutung der landwirtschaftlichen Moornutzung für den THG-Ausstoß besteht (JANSSENS et al. 2005, HÖPER 2007, BEYER et al. 2015, LÜNENBÜRGER et al. 2013, FREIBAUER et al. 2009) etc.), gibt es immer noch große Unsicherheiten, welche Nutzungsform nun die klimafreundlichste ist. Während die in dieser Arbeit von Höper verwendeten Daten (HÖPER 2007) noch einen deutlichen Unterschied zwischen Acker- und Grünlandnutzung, vor allem auf Niedermoor im THG-Ausstoß aufweisen, sind die Unterschiede bei Drösler et al. (2013) weitaus geringer. Zwar konnten auch sie die höchsten Einzelwerte für THG auf Acker nachweisen und vermuten daher in der Grünlandnutzung die klimaschonendere Nutzungsart auf Moorstandorten. Die Durchschnittswerte lassen die THG-Unterschiede zwischen Acker und Grünland auf Moor jedoch relativ gering erscheinen. Messungen von Beyer et al. (2015) ergeben vergleichbare Emissionswerte für auf Niedermoor gelegene Grünland- und Ackerflächen.

Roeder und Osterburg (2012) weisen darauf hin, dass es noch andere organische Böden gibt, die nicht als Moore erfasst sind, aber ebenfalls hohe C-Vorräte aufweisen, z.B. Anmoore oder Moore, die mit einer mineralischen Schicht bedeckt sind. Auch diese Böden werden häufig als Acker benutzt bzw. in Acker umgewandelt und sind somit klimarelevant. Die Bedeutung der Böden als C-Speicher und deren Relevanz für die Rückhaltung von CO<sub>2</sub> vor allem bei mineralischen Böden wird in jüngerer Zeit vermehrt diskutiert (BLUME et al. 2010). Im Vergleich zu Mooren, die im entwässerten Zustand für Jahre hohe CO<sub>2</sub>-Emissionsquellen sind, emittieren Ackerstandorte auf mineralischen Böden nur so lange CO<sub>2</sub>, bis sich ein ackerspezifisches C-Gleichgewicht eingestellt hat. Dieses C-Gleichgewicht ist nach einer Landnutzungsänderung wie beim Grünlandumbruch relativ schnell erreicht, da der größte Anteil der maximal möglichen CO<sub>2</sub>-Emissionen hier bereits in den ersten zwei Jahren erfolgt. Relevant für die CO<sub>2</sub>-Emissionen ist daher vielmehr die Änderung von Grünland zu Acker, als die Ackernutzung an sich (GENSIOR & HEINEMEYER 2005, GENSIOR & HEINEMEYER 2006).

Die Höhe der in Mineralböden gespeicherten C-Vorräte steht in direkter Abhängigkeit zu den Bodeneigenschaften sowie zu der Nutzungsart. Der Dauergrünlandnutzung wird hier ein besonderer Wert für die C-Speicherung beigemessen. Viele ältere Publikationen diskutieren ein C-Speicherpotential von Grünland, ohne dessen Abhängigkeit zu den Bodeneigenschaften zu spezifizieren/kategorisieren (DEL GADO et al. 2003, JONES & DONNELLY 2004, JANSSENS 2003, CONANT et al. 2001, SOUSSANA et al. 2004). Andere, vor allem zeitgleich und später veröffentlichte Studien differenzieren den C-Speicherwert von Grünland dagegen auch nach standortspezifischen Unterschieden (KERN 1994, GRABE et al. 2003, NEUFELDT 2005, LETTENS et al. 2005, 2011, 2012, SCHOLZ 2012, 2014). Während sich die Publikationen einig über die hohe Relevanz von

Mooren für die C-Speicherung sind, herrscht bei den mineralischen Böden noch Uneinigkeit über deren Bedeutung für die CO<sub>2</sub>-Retentionsfunktion. Poeplau et al. (2011) schreiben dem Grünland noch eine besondere C-Speicherfunktion zu. Scholz et al. (2012) weisen auf die hohen C-Vorräte hydromorpher mineralischer Böden hin. Auch Höper und Schäfer (2012) vertraten 2012 noch die Ansicht, dass mineralische Böden mit einem hohen Anteil an organischer Substanz noch relativ hohe C-Speicherpotentiale besitzen. Lettens et al. (2005) konnten in ihrer Datenauswertung zu standortspezifischen C-Vorratsunterschieden besonders hohe C-Abbauraten für Grünlandumbrüche auf lehmigen Böden feststellen. Möller und Kennepohl (2014) sind jedoch der Auffassung, dass die bei Poeplau et al. (2011) angesetzten C-Vorratsverluste viel zu hoch eingeschätzt wurden. Im Vergleich zu den anderen THG-Quellen aus der Landwirtschaft stufen Möller und Kennepohl (2014) die Bedeutung des Schutzes mineralischer GL-Böden für die Vermeidung von CO<sub>2</sub> als sehr gering ein.

C-Vorratswertestufungen, THG-Messungen und -Schätzungen gelten als sehr variabel und sind mit hohen Unsicherheiten behaftet. So sind nach Garten und Wullschleger (1999) sehr viele Stichproben (n = 4100) erforderlich, um C-Vorratsunterschiede von 3 % in unterschiedlich behandelten Switchgrass-Beständen signifikant feststellen zu können. Bei Yanai et al. (2003) waren sogar noch größere Stichproben erforderlich (n = 4700), um eine 10%ige C-Vorratsveränderung in Waldböden signifikant zu belegen. Bei den meisten vorhandenen C-Vorratswertdaten ist aufgrund unzureichender Stichprobenzahl mit relativ hohen Unsicherheiten zu rechnen (LETTENS et al. 2005). Hinzu kommt nun jedoch, dass nicht der absolute C-Vorratswert den Wert des Grünlands für die CO<sub>2</sub>-Retention definiert, sondern der potentiell mobilisierbare C-Vorrat im Falle eines Grünlandumbruches. Benötigt werden daher Stichproben für Grünland und Acker unter gleichen Standortbedingungen, um über die Unterschiede der C-Vorräte feststellen zu können, wie hoch die potentiellen CO<sub>2</sub>-Emissionen im Falle eines Grünlandumbruches wären. Dies macht die Datenlage ungleich schwieriger und somit ist mit den zurzeit zur Verfügung stehenden Daten immer noch eine relativ hohe Unsicherheit über die tatsächlichen C-Vorratsverluste verbunden. Der tatsächliche C-Vorratsabbau im Falle von Grünlandumbruch beträgt bei Guo und Gifford (2002) bei einer Auswertung von 74 Publikationen durchschnittlich 59 % des initialen C-Vorratswertes unter Grünland. Bei Lettens et al. (2005) fällt dieser mit 28 % (für das Jahr 1960) oder 37 % (für das Jahr 2000) wesentlich geringer aus und entsprechen dabei eher den beobachteten C-Vorratsverlusten (36 % + - 5 %) für Grünlandumbruch von Poeplau et al. (2011).

Die unterschiedlich eingeschätzten C-Verlustraten im Falle einer Umwandlung in Acker verdeutlichen weiteren Forschungsbedarf für die tatsächliche Klimarelevanz mineralischer Dauergrünlandstandorte. Dessen ungeachtet hat sich die Bundesregierung den generellen Dauergrünlandschutz zum Ziel gesetzt:

*"(136) Die wichtigsten Stellschrauben zur Reduzierung der THG in der Landwirtschaft sind Effizienzsteigerungen in der Nutzung von organischen und mineralischen Düngemitteln (insbesondere das Stickstoffmanagement), die Zucht von Wiederkäuern mit reduzierter ruminaler Methanbildung sowie der Grünlanderhalt – insbesondere auf Moorböden." (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ 2015)*

Daher werden auch künftig Methoden wie die hier dargestellte Methode zur Einstufung des CO<sub>2</sub>-Retentionspotentials benötigt werden, um den Grünlandschutz zu steuern.

Neben den CO<sub>2</sub>- (und N<sub>2</sub>O-)Emissionen aus der landwirtschaftlichen Moornutzung und Grünlandumbruch, stellen die N<sub>2</sub>O-Emissionen aus der N-Düngung die bedeutendste landwirtschaftliche THG-Quelle dar. Hauptursache dieser Emissionsquelle ist eine nicht bedarfsgerechte N-Düngung (GARCIA-MARCO et al. 2014, SENBAYRAM et al. 2014, DECHOW & FREIBAUER 2011). Allerdings ist die Höhe der N<sub>2</sub>O-Emissionen dabei auch

stark abhängig von den Standortbedingungen und variiert vor allem je nach klimatischen Bedingungen sehr (REES et al. 2013a). Auch bei den N<sub>2</sub>O-Emissionen handelt es sich um eine kumulativ verursachte, prozessbasierte Auswirkung (s.o.).

## 12.5 Identifizierung der skalenabhängigen Steuerungsebene für Arten- und Klimaschutzmaßnahmen

Um die Frage nach der Umsetzbarkeit des Subsidiaritätsprinzipes beantworten zu können, sollte ermittelt werden, inwieweit die zuvor beschriebenen kumulativen, wert- oder prozessbasierten Effekte dazu beitragen, dass die räumlichen/zeitlichen Grenzen der Entscheidungsbefugnis oder -möglichkeit eines Landwirts nicht durch die Dimension der Auswirkung seiner Bewirtschaftung überschritten werden. In diesem Fall ist das Subsidiaritätsprinzip nicht mehr umsetzbar, und eine höhere Planungsebene muss die Erreichung des Umweltschutzzieles koordinieren. Das heißt nicht, dass ungesteuertes Eigenengagement nicht zur Umsetzung des Gesamtzieles beitragen kann. Behörden sollten dieses Engagement jedoch nicht gänzlich sich selbst überlassen, sondern die Erreichung von Teilzielen zumindest begleiten, zum Beispiel durch Dokumentation, die Überprüfung von Qualitätskriterien und des Beitrags der Einzelinitiative zum Gesamtziel. Ist die landnutzungsbedingte potentielle Schadwirkung auf die Betriebsebene begrenzt, kann dem Landwirt die Umsetzung eventueller Schutzmaßnahmen überlassen werden. Allerdings sollte beachtet werden, dass kumulative Effekte nicht sofort eintreten müssen. Ihr Auftreten sollte daher regelmäßig überprüft werden. Nur dann kann Schadwirkungen gemäß dem Vorsorgeprinzip (UMWELTBUNDESAMT 2015) rechtzeitig vorbeugt werden.

Auf Basis eines Informationsaustausches gemäß dem Gegenstromprinzip (§ 1, Abs. 3 ROG), sollten die Planungsebenen entschließen, welche Planungsebene für die Steuerung von Schutzmaßnahmen zur Vermeidung und Verminderung grenzübergreifender Schadwirkungen des Biogaskulturenanbaus verantwortlich ist. Hier besteht noch Regelungsbedarf. Obwohl das Problem der Erfassung kumulativer Umweltwirkungen international diskutiert wird (z.B. WALKER & JOHNSTON 1999, SONNTAG 1987, PETERSON 1987, COOPER & SHEATE 2004), findet es außerhalb der Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) bzw. Strategischen Umweltprüfung (SUP, UVPG) in Deutschland bislang keine Beachtung. Während indirekte oder kumulative Auswirkungen sowie Interaktionen von Umweltauswirkungen im Zuge der SUP Berücksichtigung finden sollen (Anlage 4, UVPG), werden Auswirkungen nicht SUP-pflichtiger Vorhaben und Bewirtschaftungsweisen bislang nicht ausreichend untersucht. Landwirtschaftliche Politiken, Pläne und Programme gelten dabei nicht als SUP/UVP-pflichtig, solange diese nicht im Zusammenhang mit Flächenumwandlungen von (> 1 ha) oder in Wald (> 2 ha) sowie die Umnutzung von Ödland oder naturnaher Flächen (> 1 ha standortbezogene Vorprüfung, > 10 ha allgemeine Vorprüfung, > 20 ha UVP-pflichtig) (Kap. 2.7). Unter die „naturnahen Flächen“, fallen nach dem Niedersächsischen Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (NUVPG) folgende Bereiche:

*"[...] naturnahe Flächen nach § 22 Abs. 3 und 4 NAGBNatSchG dazu gehören,  
- Gesetzlich geschützte Biotop ( § 30 Abs. 1 BNatSchG, § 24 Abs. 2 NAGBNatSchG),  
- Wasserschutzgebiete ( § 51 Abs. 1 des Wasserhaushaltsgesetzes - WHG),  
- Heilquellenschutzgebiete ( § 53 Abs. 4 WHG),  
- Risikogebiete ( § 73 Abs. 1 WHG),  
- Überschwemmungsgebiete ( § 76 WHG),  
- Gebiete, für die durch Gemeinschaftsvorschriften bestimmte Umweltqualitätsnormen festgelegt sind und in denen diese Umweltqualitätsnormen bereits überschritten sind,  
- Gebiete mit hoher Bevölkerungsdichte, insbesondere Zentrale Orte ( § 2 Abs. 2 Nr. 2 Satz 4 des Raumordnungsgesetzes),  
- Baudenkmale und Bodendenkmale, die gemäß § 4 Abs. 1 Satz 1 des Niedersächsischen Denkmalschutzgesetzes in das Verzeichnis der Kulturdenkmale aufgenommen sind, und Grabungsschutzgebiete."*

Strenggenommen, ist es in den vergangenen Jahren zu zahlreichen Umwandlungen solcher naturnahen Flächen gekommen. So dokumentieren Nitsch et al. (2010) besonders hohe Umwandlungsraten von Grünland auf den hoch-klimarelevanten Moorböden und anderen hydromorphen Böden und in Wasserschutzgebieten, sowie in geringerem Umfang auch in Überschwemmungsgebieten, Naturparks und auf kartiertem Biotopgrünland (NITSCH et al. 2010). Auch wenn das EEG und seine Novellierungen eine anteilige Verantwortung an der erhöhten Flächenkonkurrenz und den dadurch z.T. mitverursachten Grünlandumwandlungen haben mag (vgl. SCHEFTELOWITZ et al. 2014), lässt sich keine eindeutige Verantwortlichkeit ableiten, da die dafür verantwortliche Flächenkonkurrenz unterschiedlichen Quellen zuzuordnen ist. Eine SUP-Pflicht für künftige Novellierungen ließe sich daher vermutlich nur schwer begründen.

Damit ist bislang unklar, wie negative Folgen von räumlich oder zeitlich gleichartig gebündelt auftretender Flächenbewirtschaftung mit Schadwirkung für Natur und Landschaft gemäß dem Vorsorgeprinzip der Raumplanung im Vorfeld identifiziert oder sogar aufgelöst bzw. verhindert werden können. Diese Forschungslücke ist besonders relevant hinsichtlich der Steuerung von Maßnahmen zur Vermeidung von Umweltfolgen. Da Triebkräfte (driving forces), Wirkfaktoren (pressures) und deren Auswirkungen (impacts) auf unterschiedlichen Skalen stattfinden, muss auch die Einleitung von Schutzmaßnahmen (responses) auf unterschiedlichen Ebenen erfolgen. Wenn auch die Maßnahmenumsetzung auf der Betriebsebene erfolgt, muss diese ggf. von höherer Ebene gesteuert und koordiniert werden. Die in Kapitel 5 dargestellten Schemata bieten einen Leitfaden für die Identifizierung der richtigen Planungsebene für die Maßnahmenimplementierung unter Berücksichtigung von Skaleneffekten.

## 12.6 Steuerung von Klimaschutzmaßnahmen unter Berücksichtigung synergetischer Effekte für weitere Landschaftsfunktionen

In Kapitel 6 wird eine Methode präsentiert, mit der die regionale Ebene die Implementation skalenrelevanter Klimaschutzmaßnahmen auf der Betriebsebene unterstützen kann. Das kumulative Erfolge von Grünlandumbrüchen und der landwirtschaftlichen Moornutzung führt zu erhöhten THG-Emissionen, die mit dem Klima ein Schutzgut von globalem Wert schädigen. Dadurch ist eine übergeordnete Planungsebene betroffen. Die Umsetzung des Klimaschutzes erfolgt gemäß dem Gegenstromprinzip auf allen Planungsebenen.

Auf der globalen Ebene wurde zu diesem Zweck das Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen (United Nations Framework Convention on Climate Change, UNFCCC 1994) verabschiedet, um den Treibhauseffekt und dessen Folgen über einen verringerten Ausstoß von THG zu vermindern. Mit dem Kyoto-Protokoll (UNITED NATIONS (UN) 1998) wurden für die Industrieländer erstmals völkerrechtlich verbindliche THG-Reduktionswerte festgesetzt. Dies wurde durch die Europäische Union ratifiziert und bedeutet dadurch verbindliche Reduktionsziele auch für Deutschland. Mit dem Nationalen Klimaschutzprogramm 2005 (SCHAFHAUSEN et al. 2005) und dem Aktionsplan Klimaschutz 2020 (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT 2014) hat der Bund Emissionsreduktionsziele und Maßnahmen beschlossen, um das THG-Reduktionsziel für das Jahr 2020 zu erreichen. Dokumentiert und überprüft werden kann die THG-Reduktion anhand der Nationalen Inventarberichte zum Deutschen Treibhausgasinventar (z.B. UMWELTBUNDESAMT 2011).

Äquivalent zum Nationalen Klimaschutzprogramm sind solche Programme für die Bundesländer und die Kommunen (Klimaschutzkonzept) angedacht. Einige Bundesländer wie Hessen (KOSCHEL et al. 2006) haben diese bereits vor Jahren implementiert, in Niedersachsen (NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE UND KLIMASCHUTZ 2015) hingegen ist das Klimaschutzprogramm noch in der Konzeption. Dies ist bedenklich, da in den norddeutschen Flächenländern 10-30 % der gesamten THG-Emissionen aus entwässerten Mooren stammen. Auch wenn sich Niedersachsens Klimaschutzkonzept noch im Entwurf befindet, haben die Planungsvertreter des Landes die Verantwortung für den Moorschutz und die Reduktion der moorbürtigen THG-Emissionen erkannt. Gemeinsam mit den Vertretern anderer Bundesländer haben die Niedersächsischen Planungsbehörden ihre Ziele zum Moorschutz in einem gemeinsamen Positionspapier verfasst (LANDESAMT FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND LÄNDLICHE RÄUME SCHLESWIG-HOLSTEIN et al. 2012). Eines der hier formulierten Ziele ist, „von 2011 bis 2025 mindestens 5 – 10 % der aktuellen Moorfläche des jeweiligen Bundeslandes zusätzlich wiederzuvernässen“ (ebd.). Für die Landwirtschaft ist das Ziel wie folgt konkretisiert: „Eine moorschonende bzw. moorerhaltende Nutzung orientiert sich an einem hohen Wasserstand, so dass es nicht zu einer Torfzehrung kommt bzw. die Torfzehrung sehr stark reduziert wird. Beispiele hierfür sind die Paludikultur oder die extensive Grünlandnutzung“ (ebd.). Was bislang jedoch fehlt, ist die Ausweisung einer entsprechenden Gebietskulisse durch die Landschaftsrahmenpläne. Auch wird der Schutz der Kohlenstoffspeicher hier auf den Moorschutz reduziert. Relevante C-Verluste können jedoch auch im Zuge der Umwandlung von Grünland in Acker auf humusreichen, hydromorphen mineralischen Böden freigesetzt werden (HÖPER & SCHÄFER 2012, LETTENS et al. 2005, LETTENS et al. 2004, SCHOLZ 2012). Auch diese sollten daher für eine Ausweisung von Gebieten mit hoher CO<sub>2</sub>-Retentionsfunktion der Böden in Betracht gezogen werden. Die Bedeutung der Böden für den Klimaschutz findet jedoch in den meisten Landschaftsrahmenplänen bislang keine Berücksichtigung.

Eine weitere Planungserfordernis, für deren Umsetzung die in Kapitel 6 dargestellte Methode zur Ermittlung des CO<sub>2</sub>-Retentionspotentials von Grünland und Mooren hilfreich sein kann, ist die Verpflichtung zum Greening. Ab dem 01. Januar 2015 dürfen Betriebe, die unter das Greening fallen, „umweltsensibles“ Dauergrünland in FFH-Gebieten nicht mehr umwandeln (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT 2015; LIHL & BEHRENDTS 2015). Anwendung kann und sollte die Methode jedoch auch außerhalb der FFH-Gebiete finden. Moorflächen und andere hydromorphe Böden mit einem hohen C-Anteil (vgl. HÖPER & SCHÄFER 2012) gehören hinsichtlich ihrer Klimarelevanz ebenfalls zu den umweltsensiblen Gebieten, befinden sich aber auch außerhalb von FFH-Gebieten. Diese Flächen müssen ebenfalls identifiziert und geschützt werden. Mit der für die regionale Ebene vorgeschlagenen Methode zur Identifizierung von CO<sub>2</sub>-Emissionsrisiken bei Grünlandumbruch können die regionalen Planungsinstitutionen prüfen, welche Flächen aufgrund hoher Klimarelevanz vom Umbruch ausgeschlossen werden müssen.

In Kapitel 6 wurden Synergie- und Konfliktpotentiale von Klimaschutzmaßnahmen mit Artenschutzmaßnahmen sowie im geringeren Umfang auch mit Boden- und Wasserschutzmaßnahmen dargestellt. Die Identifizierung dieser Effekte ist ein wichtiger Schritt in der multifunktionalen Maßnahmenplanung (vgl. MANDER et al. op. 2007, GALLER et al. 2015). Mittels der Überlagerung der Maßnahmengebiete kann festgestellt werden,

- welche Landschaftsfunktionen/Schutzgüter auch von Maßnahmen für andere Landschaftsfunktionen/Schutzgüter profitieren (Synergie),
- welche erforderlichen Schutzmaßnahmen für Landschaftsfunktionen/Schutzgüter durch die Umsetzung von Maßnahmen für andere Landschaftsfunktionen/Schutzgüter nicht abgedeckt sind und zusätzlich erfolgen müssen und
- welche Maßnahmen die Maßnahmenziele für andere Landschaftsfunktionen/Schutzgüter konterkarieren.

Auf diese Weise können begrenzte finanzielle Ressourcen effizienter eingesetzt werden.

### 12.7 Motive und Kapazitäten für die Maßnahmenumsetzung

Um die tatsächliche Umsetzbarkeit von Schutzmaßnahmen auf der Betriebsebene zu ergründen, wurde zehn niedersächsischen Biogaskulturanbauern in zwei unterschiedlichen qualitativen Befragungskonzepten verschiedene Arten-, Klima- und Erosionsschutzmaßnahmen präsentiert. In fokussierten Interviews wurden drei dieser Biogaskulturanbauern auf Basis von zuvor auf ihrem Betrieb erhobenen Umweltdaten (Biotoptypenkartierungen, Bodendatenauswertung etc.) zu ihrer Bereitschaft und ihren Motiven befragt, Klima- und Artenschutzmaßnahmen umzusetzen oder nicht umzusetzen. In einem darauffolgenden Discrete Choice Experiment wurden sieben weitere Biogaskulturanbauer auf der Grundlage eines virtuellen, in ArcGIS dargestellten Biogaskulturanbaubetrieb zu ihrer Bereitschaft und Beweggründen hinsichtlich Klima-, Arten- und Erosionsschutzmaßnahmen interviewt. Die Ergebnisse dieser Befragungen zeigen Entwicklungen und Tendenzen hinsichtlich der Bereitschaft und Kapazität von Landwirten auf, Umweltschutzmaßnahmen in ihren Biogaskulturanbau zu integrieren. Viele der Antworten können auf andere landwirtschaftliche Produktionszweige übertragen werden. Aufgrund des qualitativen Charakters der Befragungen erheben sie jedoch keinen Anspruch auf statistische Repräsentativität, sondern zielen vielmehr auf eine psychologische Repräsentativität ab. Darüber hinaus können sie als Erhebungsgrundlage für quantitative Befragungen zur Maßnahmenbereitschaft von Landwirten dienlich sein.

Aus den Antworten der Biogaskulturanbauer wurden unterschiedliche Motivtypen gefiltert, die in ökonomische, individuelle, soziale und umweltethische Beweggründe eingruppiert wurden. Ökonomische und soziale Beweggründe wurden zusätzlich hinsichtlich ihres Zusammenhangs mit Rechtsvorschriften differenziert. Die Motivtypen können im Rahmen (z.B.) einer DPSIR-Analyse dazu dienen, gezieltere response-Lösungen zu finden. So könnten die Motivtypen als Teil der driving forces in das in Kapitel 5 dargestellte DPSIR-Konzept integriert werden. Bei der response ließe sich so nicht nur die für die Steuerung notwendige räumliche Planungsebene ermitteln, sondern auch, ob weiche oder harte Instrumente für eine Behebung der Schadwirkung erforderlich sind. In Anhang V – Policy Implicationsang V wurde die in Kapitel 9 aufgeführte Tabelle zu den Motivtypen um response-Möglichkeiten erweitert. Diese Response-Optionen stellen lediglich Vorschläge dar, deren tatsächliche Umsetzbarkeit noch zu prüfen ist. Im Rahmen der qualitativen Inhaltsanalyse der Befragungsergebnisse wurden Hypothesen entwickelt, die sich auf die Bereitschaft und Kapazitäten der Landwirte beziehen, Maßnahmen zur ökologischen Optimierung ihres Biogaskulturanbaus vorzunehmen.

Zu den wichtigsten Überlegungen zum Entwurf des Ermittlungsschemas für die Identifizierung der skalenrelevanten Ebene zur Maßnahmensteuerung gehörte,

- A) inwieweit Landwirte mögliche ökologische Schadwirkungen, die die Betriebsebene überschreiten, überblicken und vorhersehen können, aber auch
- B) inwieweit Landwirte ein Interesse daran haben, Schutzmaßnahmen umzusetzen, deren Vorteile sich hauptsächlich außerhalb ihres Betriebes und häufig sogar außerhalb ihres weiträumigeren Aufenthaltsortes (Kommune, Landkreis) bemerkbar machen.

Auf Basis dieser Vorüberlegungen wurden die drei Landwirte in den fokussierten Interviews befragt, ob eine erhöhte Maßnahmenreichweite ihre Bereitschaft zur Maßnahmenumsetzung begünstigen würde. Einer der Befragten bejahte dies unter der Prämisse, dass die Maßnahmenumsetzung einen überregionalen Werbeeffect für ihn hätte. Für die beiden anderen Landwirte spielt dies gar keine Rolle. Einer der Landwirte verneinte die beispielhafte Frage, ob der Schutz einer überregional bedrohten Tierart ihn dazu veranlassen würde, eine für die Art bedeutsame Grünlandfläche zu schützen. Der andere Landwirt antwortete auf die Frage, ob die räumliche Tragweite einer Schadwirkung seine Maßnahmenbereitschaft beeinflussen würde, dass Landwirte „Lokalpatrioten“ seien und sich eher für Wirkungen auf lokaler Ebene interessierten.

Diese Antworten deuten darauf hin, dass nicht alle Landwirte motiviert sind, ökonomische Vorteile durch eine Anpassung ihrer landwirtschaftlichen Praxis aufzugeben bzw. ökonomische Nachteile zu erleiden, um ökologische Vorteile für die Gemeinschaft zu erwirken (vgl. Hypothese 5a, s.u.).

*Landwirte sind eher dazu bereit, Maßnahmen umzusetzen, die kostenneutral oder gewinnbringend für sie sind (Annahme 1, Kapitel 9).*

Diese Erkenntnis trat deutlich aus den Interviewergebnissen hervor und bestätigt damit die Erkenntnisse anderer Studien (z.B. PANNELL et al. 2006, NIENS & MARGGRAF 2010, WILSTACKE & PLANKL 1988, WEIS et al. 2000, VELLINGA et al. 2011).

Zur Vermeidung finanzieller Verluste forderten viele der befragten Biogaskulturanbauer die Mitnutzbarkeit von Blühstreifen, Ackerrandstreifen etc. als Biogassubstrat als Gegenleistung für deren Etablierung ein. Im Rahmen der Zusatzvergütung gemäß der Einsatzstoffvergütungskategorie II, Anlage 3 des EEG 2012 werden alternative Einsatzstoffe wie Landschaftspflegematerial, Schnittgut von Blüh- und Ackerrandstreifen, Stroh, Winterrüben, Leguminosen, Durchwachsene Silphie sowie Rinder- und Schweinegülle mittlerweile (Hinweis: Zum Zeitpunkt der fokussierten Interviews 2011 war dies noch nicht der Fall. Das Discrete Choice Experiment fand 2013 statt) gefördert (DEMUTH et al. 2014). Aus Sicht des Artenschutzes ist es deutlich sinnvoller, diese Strukturen in der Landschaft überwintern zu lassen, um der Fauna in der im Winter zumeist ausgeräumten Agrarlandschaft ein Habitat zu bieten (NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ, OHNE JAHR). Es sollte daher geprüft werden, ob eine Förderung der Nutzung von Blühstreifen, Ackerrandstreifen etc. als Einsatzsubstrat für die Biogasanlage mit den Zielen des Artenschutzes kollidiert. Bei massiven Beeinträchtigungen ist – je nach Bedeutung der Maßnahme für den Artenschutz – in Erwägung zu ziehen, ob die für diese Maßnahme vorgesehenen Mittel nicht eher in die 2. Säule der GAP umgeschichtet werden sollten, um im Rahmen der AUM bessere Anreize für Landwirte zu schaffen. Alternativ könnten z.B. in Nordrhein-Westfalen die Maßnahmen für „Extensive Nutzung von Äckern zum Schutz der Feldflora (Pakete 5000 und 5010)“ mit den Mitteln für die Maßnahme „Stehen lassen von Stoppeln (28. Februar)“ (SCHIFFGENS et al. 2015) kombiniert werden. Diese Maßnahmenkopplung würde die Überwinterungshabitate für unterschiedliche

Arten garantieren. Allerdings ist die Frage, ob der Landwirt Doppelaufwand in der Antragstellung in Kauf nehmen wird.

Zumindest Ackerrandstreifen sollten aufgrund ihres Zielcharakters, eine seltene Ackerwildkrautflora zu befördern, auf Standorte mit hohem Biotopentwicklungspotential (BEP) gelenkt werden. Ein effizienter Mitteleinsatz kann auch über erfolgshonorierte Maßnahmenförderung erfolgen. Um Landwirten kostenintensive Fehlversuche zu ersparen, sollte eine solche Maßnahmenumsetzung durch Umweltberatung begleitet werden. Hierzu kann das BEP-Modul von MANUELA eingesetzt werden.

Viele Landwirte argumentieren im Fall von krautigen Randstrukturen wie Ackerrandstreifen, dass diese zur Ausbreitung problematischer Wildkräuter bis in die nächsten Vegetationsperioden hineinführen würden. Dann würde die Maßnahme jedoch bereits gar nicht mehr gefördert. Ein Landwirt forderte daher sogar, dass auch die Kosten der Unkrautbekämpfung in der folgenden Vegetationsperiode gedeckt sein müssten, um ihn zur Anlage eines Blüh- oder Ackerrandstreifens zu motivieren. Dies erhöhe die Kosten jedoch entscheidend, so dass bei gleichbleibendem Budget entsprechend weniger Randstreifen gefördert werden könnten. Das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV NRW) lässt zur Beilegung dieses Konflikts in seinen Maßnahmen „Extensive Nutzung von Äckern zum Schutz der Feldflora (Pakete 5000 und 5010)“ eine selektive Behandlung einzelner „Problemunkräuter“ zu. So heißt es in Paket 5010:

*„7. Bei starkem Auftreten von Problemunkräutern – Richtwert ca. 20 v.H. Deckungsgrad – (z.B. Acker-Kratzdistel, Kletten-Labkraut) ist nach Zustimmung der Bewilligungsbehörde eine mechanische Bekämpfung z.B. mit Hackstriegel oder Netzegge zulässig. Ist eine mechanische Bekämpfung nicht möglich, kann nach vorheriger Zustimmung der Bewilligungsbehörde eine chemische Bekämpfung einzelner Unkrautnester erfolgen. In beiden Fällen wird die Prämie weiterhin gewährt.*

*8. Eine selektive Grasbekämpfung mit Pflanzenschutzmitteln z.B. von Acker-Fuchsschwanz, Acker-Windhalm oder Tauber Trespe kann nach vorheriger Zustimmung der Bewilligungsbehörde max. zwei Mal in der jeweiligen Förderperiode erfolgen. Die Prämie wird weiterhin gewährt.*

*9. Ist eine mechanische Bekämpfung von Problemunkräutern bzw. eine chemische Behandlung von Unkrautnestern nicht möglich, kann auf den betroffenen Flächen nach Zustimmung der Bewilligungsbehörde, eine flächige chemische Unkrautbekämpfung erfolgen. Die Prämie wird in dem entsprechenden Jahr ausgesetzt.“*

In einer Befragung von Niens und Marggraf (2010) zur Maßnahmenakzeptanz von AUM bekundeten die meisten Befragten den Wunsch nach einer „Flexibilisierung der Maßnahmen zur besseren Integration der Maßnahmen in den Betriebsablauf und zur besseren Anpassung an unvorhergesehene Umweltereignisse“, sowie nach flexiblerer Regelung der AUM generell (ebd.). Das Beispiel der Ausnahmeregelung für die Umsetzung von Ackerrandstreifen von Nordrhein-Westfalen zeigt, wie sich solch eine geforderte Flexibilisierung umsetzen lässt. Eine solche Anpassung kann dazu beitragen, Akzeptanzverluste gegenüber der aus Sicht der Landwirte „unpraktikablen“ Maßnahmen zu verhindern.

Die von den Landwirten gestellte Bedingung eines im Verhältnis zur üblichen Bewirtschaftung mindestens ausgeglichenen Deckungsbeitrags repräsentiert nicht unbedingt eine reine Gewinnorientierung der Landwirte. Sie kann auch Ausdruck begrenzter finanzieller Kapazitäten sein, die die Hinnahme auch nur geringer Verluste für die Landwirte zum Risiko für die Betriebsexistenz machen. Die Zahlen der jährlichen Hofaufgaben legen die Vermutung nahe, dass dieser Zusammenhang zumindest bei einer gewissen Anzahl deutscher landwirtschaftlicher Betriebe bestehen könnte. Die Anzahl der landwirtschaftlichen Betriebe in Deutschland sank zwischen 2007 und 2010 um 22.500 (GURRATH 2011). Von 2010 auf 2013 kamen zusätzliche 14.100 Betriebsaufgaben hinzu (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ 2015). Die aufgegebenen, meist kleineren (MARGARIAN 2010, NIENS & MARGGRAF 2010) Betriebe, gehen dabei meist in den Besitz anderer Betriebe über, wodurch die durchschnittliche Betriebsgröße insgesamt angestiegen ist.

Betriebe mit einem niedrigeren Gewinnniveau sind dem Risiko der Betriebsaufgabe eher ausgesetzt. Dies gilt vor allem für Veredelungs-, Marktfrucht- und Milchviehbetriebe (MARGARIAN 2010). Auch wenn sich das Höfesterben mit 1,6 % zwischen 2010 und 2013 im Vergleich zum langjährigen Mittelwert von etwa 3 % verlangsamt hat (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BFN) 2015a), gibt es immer noch eine große Anzahl kleiner Betriebe (vgl. GURRATH 2011). Daher ist damit zu rechnen, dass sich der Trend der Hofaufgabe weiterhin fortsetzen wird (NIENS & MARGGRAF 2010). Da unter den aufgegebenen Betrieben viele Tierhaltungsbetriebe (22.300 von 22.500; s. GURRATH 2011) waren, bei Milchviehbetrieben eine erhöhte Wahrscheinlichkeit der Betriebsaufgabe bei Gewinnverlusten besteht und die Anzahl an Großvieheinheiten pro ha Landfläche leicht gestiegen ist (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ 2015), kann vermutet werden, dass viele Betriebe mit Grünlandbewirtschaftung von der Hofaufgabe betroffen waren. Dies birgt auch ein Risiko für den Naturschutz, denn bei Hofübergaben mit Grünlandanteil werden häufig Grünlandflächen in Acker umgewandelt. Entweder, weil die übernehmenden Betriebe kein Vieh besitzen oder Ackerbau für sie gewinnträglicher ist (LAGGNER et al. 2014). Dies steht in Verbindung zur zweiten, in Kapitel 9 verfassten Annahme:

*Die Kapazitäten und Akzeptanz von Landwirten zur Umsetzung von Umweltschutzmaßnahmen hängt von dem Betriebstyp, den Standortbedingungen und den genauen Maßnahmenkonditionen (Annahme 2, Kapitel 9).*

Vor allem kleine und mittlere Betriebe sind auf Wachstum angewiesen (vgl. MARGARIAN 2010). Da vor allem die beschriebenen, Grünland bewirtschaftenden Betriebe von einer Betriebsaufgabe bedroht sind, es bei einer Betriebsaufgabe jedoch häufig zu Grünlandverlust kommt, müssen die Kosten für Naturschutzmaßnahmen zumindest für kleine und ggf. mittlere Betriebe daher auch im Interesse des Naturschutzes so gering wie möglich gehalten werden. Denn, wie sich ein Landwirt im Zuge der Interviews ausdrückte, auch der Naturschutz hat keine Vorteile davon, wenn ein Betrieb durch zu hohe Aufwendungen unwirtschaftlich wird und übergeben werden muss. Insofern würde das strenge Wirtschaften solcher Betriebe, auch bei Verzicht von zusätzlichen, gewinnreduzierenden Maßnahmen einen Beitrag zum Grünlandschutz leisten. Je nach Zustand und Standortbedingungen der Grünlandflächen hätte dies einen mehr oder minder hohen Wert für die unterschiedlichen Landschaftsfunktionen (s.o.).

Das besondere Existenzrisiko, das vor allem Milchviehbetriebe bei Gewinnverlusten tragen, könnte eine Erklärung für die hohe mangelnde Bereitschaft zu aktiven Schutzmaßnahmen eines befragten Biogaskulturanbauers darstellen, der gleichzeitig Milchviehbetriebsinhabers ist. Maßnahmen, wie die hier vorgeschla-

gene Reduktion der Anzahl an Grünlandschnitten, führen für diesen Landwirt, der den Grünlandschnitt zusätzlich für seine Biogasanlage nutzt, zu hohem Ertragsausfall. Ohne entsprechende Kompensation wird der Landwirt diese Maßnahmen nicht umsetzen. Eine Reduktion der Schnitte auf eine zweisechürige Mahd ließe sich bei der Anzahl an Vieh nicht mit der betrieblichen Existenz vereinbaren. Für den globalen Umweltschutz sei dies nicht sinnvoll. Das auf diese Weise entfallene Tierfutter müsse kompensiert und anderweitig produziert werden, so dass Umweltfolgen dadurch nur ausgelagert würden, äußerte sich der Landwirt (s.u.). Klima- und Artenschutzmaßnahmen können jedoch auch zur Existenzsicherung beitragen. So waren die eher passiven Maßnahmen des Grünlanderhalts als Futterquelle sowie der Erhalt von Gehölzstrukturen entlang seiner Weiden als Witterungsschutz für sein Vieh ebenfalls ökonomisch motiviert.

Eine weitere in Kapitel 9 getroffene Annahme hinsichtlich der Kapazitäten der Landwirte, Maßnahmen umzusetzen, lautet:

*Ein wichtiges Motiv von Landwirten, Maßnahmen abzulehnen, liegt in dem befürchteten Verlust der Landnutzungsrechte durch mögliche, maßnahmenbezogene Konflikte mit ihrem Landverpächter (Annahme 3, Kapitel 9).*

Im Zuge der Befragungen konnte festgestellt werden, dass einige Landwirte bestimmte Maßnahmen auf gepachteten Flächen ablehnten. Sie waren besorgt, dass der Verpächter ihnen die Landnutzungsrechte entziehen könnte aufgrund eines – in seinen Augen – schlechten landwirtschaftlichen Zustands der Fläche. So kritisierten Verpächter den unordentlichen Eindruck, den ihrer Meinung nach Ackerrandstreifen auf den Flächen hinterließen oder den Wildkrautdruck, der durch Blüh- und Ackerrandstreifen auf andere Flächen ausgeübt würde. Hecken könne man laut der Befragten nicht auf Pachtflächen anpflanzen. Dies müsse man mit dem Verpächter abstimmen (vgl. SCHLEYER & PLIENINGER 2011). Auch zu Hecken hätten aber einige Verpächter Vorbehalte. Daher würden sie Hecken nur auf eigenen Flächen anlegen. Schleyer und Plieninger (2011) erklären die Ablehnung der Landwirte, Hecken an oder auf den Flächen der Verpächter zu pflanzen auch damit, dass selbst in Förderprogrammen keine finanziellen Entschädigungen für die hierzu erforderlichen, zeitaufwändigen Absprachen vorgesehen seien. In Regionen mit hohem Pachtanteil und stark fragmentierten Schlägen müsse man bei Pflanzungen mehrerer Hecken (im Rahmen geförderter Programme) jedoch mit mehreren Verpächter in Kontakt treten. Dies erfordere mitunter einen erheblichen Zeitaufwand.

Diese Bedenken hinsichtlich der Heckenanpflanzungen auf gepachteten Flächen deuten auf ein wichtiges Konfliktfeld im Naturschutz hin. In Deutschland werden 60 % der landwirtschaftlich genutzten Flächen gepachtet – nur 39 % befinden sich im Eigentum der Landbewirtschaftler (Stand: 2010; 1 % der Fläche kann unentgeltlich genutzt werden; GURRATH 2011). Wenn die Ergebnisse repräsentativ für die übrigen Landwirte sind, hätte dies verheerende Konsequenzen für den Naturschutz. Gepachtete Flächen stünden dann nicht mehr für bestimmte Maßnahmen zur Verfügung. Welche Bedeutung Verpachtung für die tatsächliche Maßnahmenentscheidung hat, ist – trotz erheblicher Relevanz der Fragestellung – bislang noch ungeklärt. Während sich diverse Publikationen zu der Umsetzungsbereitschaft von AUM o.Ä. (WEIS et al. 2000, WILSTACKE & PLANKL 1988, MANTE & GEROWITT 2009, HOLST et al. 2014, PANNELL et al. 2006, NIENS & MARGGRAF 2010, VAN DER HORST 2011, FALCONER 2000, MORRIS et al. 2000 etc.) äußern, sind zur Einstellung und zum Einfluss, den die Verpächter auf eine Umsetzung von Naturschutzmaßnahmen auf mehr als der Hälfte der landwirtschaftlichen Fläche in Deutschland haben, kaum Aussagen zu finden. Ein gefundener Hinweis zu dieser Frage stammt von (SCHLEYER & PLIENINGER 2011). Diese sehen einen möglichen Grund für die Ablehnung der Verpächter von Gehölzpflanzungen wie Hecken auf ihren Flächen in der möglichen Angst, dass

zukünftige Pächter Hecken oder Baumreihen entlang/auf ihren bewirtschafteten Flächen ablehnen oder auf einer reduzierten Pacht bestehen könnten (lock-in Effekt).

Hinsichtlich des Einflusses der Verpächter auf die Maßnahmenbereitschaft der Pächter besteht dringender Forschungsbedarf. Die hier gewonnenen Erkenntnisse können dabei als Grundlage für weitere Erhebungen zur Klärung dieser Frage sein. Sollten Verpächter tatsächlich erforderliche Maßnahmen (z.B. die Schließung von Biotopverbundlücken) verhindern, sollten die regionalen und kommunalen Planungsvertreter direkten Kontakt mit den Verpächtern aufnehmen. Hierzu können ggf. auch Planungstreffen mit mehreren Verpächtern hilfreich sein, da Diskussionen in Gruppen Lern- und Entscheidungsprozesse unterstützen können (s.u.; s. Anhang V). Die finanzielle Förderung des Abspracheaufwands mit den Verpächtern für Gehölzpflanzungen in Gebieten mit hohem Anteil fragmentierter Pachtflächen, kann die Akzeptanz für die entsprechenden Maßnahmen erhöhen (ebd.). Auch sollten bei geförderten Programmen zu Gehölzpflanzungen Langzeitverträge mit entsprechenden Langzeitentgeltungen in Erwägung gezogen werden (ebd.). Bei begrenzten finanziellen Kapazitäten könne die Förderung von Verträgen zwischen privaten Institutionen und den Landwirten zum Zwecke der Gehölzanzpflanzungen öffentliche Mittel einsparen. Mögliche Beispiele hierfür können Schleyer und Plieninger (2011) entnommen werden.

Hecken und Blühstreifenelemente wurden nicht nur aus Angst vor dem Verlust der Landnutzungsrechte abgelehnt. Eine Rolle spielten auch mögliche soziale Konflikte mit Feldnachbarn. Der Unkrautdruck, der durch an die Nachbarfläche grenzende Blühstreifen erfolgt oder Beeinträchtigungen durch Hecken entlang der Nachbarflächen (Schattenwurf etc.), zählten zu den genannten Konfliktpotentialen. Aus diesem Grunde waren sich die Landwirte im Falle der Hecken auch einig, diese nur an natürlichen Grenzen, wie Gräben, Wegen etc. anzulegen. Generell kann festgehalten werden, dass

*ein wichtiger Beweggrund für sowie gegen die Umsetzung von Maßnahmen die Vermeidung von Konflikten mit sozialen Gruppen wie der Gesellschaft, Feldnachbarn, Imkern usw. ist (Annahme 4).*

Diese Beweggründe werden durch den Motivtyp „Identität“ repräsentiert. Individuen definieren sich über die Zugehörigkeit zu Gruppen wie der lokalen Dorfbevölkerung. Ihre Identität wird dabei u.a. durch den Status innerhalb dieser Gruppe und den Respekt der Gruppenmitglieder geprägt. Konflikte mit Mitgliedern dieser Gruppe berühren daher auch die Identität eines Individuums (vgl. auch ZICK 2005, TYLER 2011). Dies spielte für die meisten Befragten eine Rolle in der Maßnahmenentscheidung. So war die am zweithäufigsten befürwortete Aussage (nach der Forderung eines mindestens ausgeglichenen Deckungsbeitrags), dass eine Schutzmaßnahme eine hohe Öffentlichkeitswirksamkeit für die Bevölkerung haben müsse. Ein Landwirt war unter dieser Prämisse sogar dazu bereit, geringe Deckungsbeitragsverluste in Kauf zu nehmen. Damit war die soziale Akzeptanz der Bevölkerung das wichtigste nicht-ökonomische Motiv. Soziale Motive haben einen starken Einfluss auf die Maßnahmenbereitschaft. Dies ist hauptsächlich bei der freiwilligen Maßnahmenumsetzung der Fall (TYLER 2011). Da vor allem der Anlage von Blühstreifen eine hohe Öffentlichkeitswirksamkeit konstatiert wurde, traf diese Maßnahme auf hohe Akzeptanz seitens der Biogaskulturanbauer. Im Gegenzug wurden jedoch reine Artenschutzmaßnahmen, die keine weitere Öffentlichkeitswirksamkeit hatten, wie z.B. Ackerrandstreifen, eher abgelehnt. Eine geringe Bereitschaft, Artenschutzmaßnahmen umzusetzen, konnten auch Niens und Marggraf (2010) feststellen. Allerdings stellten sie in ihren Erhebungen auch fest, dass die Bereitschaft zur Teilnahme an den AUM von 12 % auf 30 % gesteigert werden konnte, wenn statt einer handlungsorientierten eine ergebnisorientierte Honorierung erfolgt (ebd.).

Während vermutet werden kann, dass die meisten der weiteren, in Kapitel 9 dargestellten Motive auch für Futter- und Nahrungsmittelproduzenten gelten könnten, zeichnet sich in der Bedingung der Öffentlichkeitswirksamkeit ein deutlicher Unterschied zu Erkenntnissen von Niens und Marggraf ab. (2010) ab. Diese schlussfolgern aus ihren Befragungsergebnissen, dass eine Imageaufwertung ihres Betriebes für die befragten Nahrungs- und Futtermittelproduzenten keine Rolle für deren Teilnahmebereitschaft spiele.

Ein mögliches Konfliktpotential wurde von einem Biogaskulturanbauer in dem Anbau der Durchwachsenen Silphie gesehen. Während anderweitige Äußerungen zur Silphie eher ökonomisch orientiert waren (zu geringe Ertragsleistung im Vergleich zu Mais), gab einer der Befragten zu bedenken, dass der Anbau zu Konflikten mit den Imkern führen könne. Der hinsichtlich des Energieertrages optimale Erntezeitraum überschneide sich mit dem Flugzeitraum der Bienen. Die Silphie würde sich somit zur Bienenfalle entpuppen, wenn man sie zum optimalen Erntezeitpunkt erntet. Mehrjährige Biogaskulturen mit langanhaltender oder wiederholter Blüte wie die Silphie, sind jedoch im Vergleich zu anderen Kulturen eine besonders wertvolle Alternative für Blütenbesucher. So erfüllen Mais oder auch Sonnenblumen die Bedürfnisse der Blütenbesucher nur für spezielle Gruppen (GLEMNITZ et al. 2014). Ob dieser Konflikt aufzulösen ist, muss geklärt werden. Absprachen zwischen den Biogaskulturanbauern und den Imkern hinsichtlich der Erntetermine könnten dabei möglicherweise Abhilfe schaffen.

Der weiträumig flächendeckende Anbau einer einzelnen Kulturart führt zu einer starken Abwertung der Lebensraumqualität für viele Arten (s.o.). Eine wichtige Artenschutzmaßnahme stellt daher die Auflösung solcher kulturbezogenen Konzentrationen auf der Landschaftsebene durch Absprachen in der Fruchtfolgeplanung bzw. Fruchtartenverteilung mit den Feldnachbarn dar. Vorgeschlagen wurde diese Maßnahme den drei Testlandwirten im Rahmen des fokussierten Interviews. Im Rahmen des Discrete Choice Experimentes wurde sie lediglich im Anschluss an das Experiment andiskutiert. Von den drei Testlandwirten lehnte einer diese Maßnahme aus Zeitaufwand und damit verbundenen Kostengründen kategorisch ab, einer lehnte sie aus den gleichen Gründen vorerst ab, revidierte diese Aussage aber im Nachhinein unter der Bedingung, dass ein es einen Runden Tisch dazu gäbe und alle Landwirte diese Maßnahme als notwendig für die Erhaltung der Produktion erachten würden. Der dritte Landwirt eröffnete hingegen eine interessante Umsetzungsvariante dieses Vorschlages. Er stimmte der Maßnahmenumsetzung zu, sofern man sie für erforderlich hielt. Entgegen seiner sonst sehr starken Zurückhaltung bei der Maßnahmenbereitschaft, bewertete er die Umsetzungsmöglichkeit dieser Maßnahme jedoch auf Anhieb als simpel. Da nahezu alle Flächenbewirtschafteter im Dorf auch Zulieferanten der Biogasanlage seien, könne man die Absprache der Fruchtartenverteilung in den Zuliefererverträgen regeln. Allerdings sehe er auch informelle Absprachen zur Vermeidung von Agglomerationen einzelner Fruchtarten als unproblematisch. Er betonte das vertrauensvolle Verhältnis innerhalb des Dorfes: Man habe eine sehr gute Gesprächsatmosphäre im Dorf. Diese Aussage kann als Beispiel für die Bedeutung des Vertrauens in die Kooperationspartner für die Maßnahmenbereitschaft darstellen. Auch belegt dies, dass der lokale Zusammenhalt eine Chance für die Umsetzung von Naturschutzmaßnahmen beinhaltet:

*Vertrauen in die Absichten/Motive anderer und/oder das Vorhandensein einer lokalen Identität können die Bereitschaft der Kooperation zur Maßnahmenumsetzung befördern (Annahme 5, Kapitel 9).*

Diese Annahme wird auch durch andere Literaturquellen gestützt. Siebert et al. (2006) verweisen auf die große Chance, die Maßnahmenakzeptanz von Landwirten zu steigern, wenn die Maßnahmen in Kooperation mit anderen Landwirten umgesetzt werden. Erfahrungen hiermit gäbe es allerdings vor allem im au-

ßereuropäischen Ausland. Innerhalb Europas konnten die Niederlande große Umsetzungserfolge mit diesem Ansatz verbuchen (ebd.). Allerdings erfordern solche Projekte Kommunikation, Beratung und Organisation. Von Vorteil für die Umsetzung solcher Kooperationsprojekte wäre es daher, die Mittel für Biodiversitätsmaßnahmen vorerst an die Naturschutzbehörden zu transferieren, die diesen Prozess koordinieren und die Gelder an die Landwirte weiterleiten könnten (ebd.). Im Falle der Absprache der Fruchtartenverteilung scheint zumindest eine Einführung der Landwirte in die Bedeutung der Maßnahme durch eine höhere Planungsebene sinnvoll. Einige Landwirte bewerteten die Strukturiertheit der Landschaft und damit auch die Schlaggrößen ihrer Betriebe als hinreichend kleinteilig für die Habitatqualität (s. Kapitel 9). Außerdem wurde auf die Kosten dieser Absprachen bei kleinen Schlägen verwiesen. Bei Schlägen unter 5 ha seien die zusätzlichen Logistikkosten nicht mehr tragbar. Bei großen Schlägen könne solch eine Absprache allerdings sinnvoll sein.

Während die Landwirte eine relativ genaue Vorstellung von nach ihrer Meinung geeigneten Bodenerosionsschutzmaßnahmen hatten, war das Thema Klimaschutz in der Landwirtschaft für die meisten neu und unbekannt. Die im Zuge der Befragungen erläuterte Relevanz der landwirtschaftlichen Moornutzung und des Grünlandumbruchs für die CO<sub>2</sub>-Entstehung war den Landwirten nicht bewusst und wurde von einigen explizit angezweifelt. Die Emissionsquelle der N-Düngung für N<sub>2</sub>O wurde nur bei den drei Testbetrieben angesprochen. Auch hier existierte kaum Vorwissen. Dieses Unwissen und diese Ungläubigkeit offenbaren ein bedeutendes Umweltberatungsdefizit. Denn:

*Umweltschutzmaßnahmen werden nur dann von den Landwirten umgesetzt, wenn sich ihnen deren Sinnhaftigkeit erklärt (Annahme 6). Die klimatische Relevanz der Landnutzung wird jedoch von vielen Landwirten bislang nicht anerkannt (Annahme 7, Kapitel 9).*

Die Klimaschutzberatung sollte daher unbedingt in die betriebliche Umweltberatung aufgenommen werden. Dies entspricht ebenfalls den Zielen der ELER-Verordnung (VO (EU) Nr. 1305/2013).

Ein besonders Maß an Eigeninitiative bei der Maßnahmenumsetzung konnte bei Maßnahmen beobachtet werden, die positive Auswirkungen auf die Freizeitgestaltung der Landwirte hatte.

*Maßnahmen, die einen synergetischen Nutzen für die Freizeitgestaltung der Landwirte aufweisen, wie z.B. die Jagd, treffen auf erhöhte Akzeptanz (Annahme 8; Kapitel 9)*

Auffällig war dies besonders im Zusammenhang mit der Jagd. So hatte ein Landwirt bereits mehrere Biotope in Kooperation mit anderen Jägern angelegt, um Wildhabitate zu schaffen. Auch wenn der primäre Zweck der Wildhege auf den Vorteil der jagenden Landwirte ausgelegt ist, können diese Biotope, falls fachgerecht angelegt, einen hohen Artenschutzwert erbringen. Allerdings resultieren nicht aus allen jagdlichen Maßnahmen automatisch wertvolle Habitate, z.B. bei konventionell bewirtschafteten Kulturstreifen als Bejagungstreifen. Hier werden bedeutende Potentiale nicht ausgeschöpft. Der Naturschutz sollte die Zusammenarbeit mit den Jagdverbänden suchen, um eine naturschutzgerechte Maßnahmenumsetzung zu gewährleisten.

Sowohl im Hinblick auf den Grünlandschutz als auch auf die Pflanzung von Gehölzen benannten die Landwirte das Problem möglicher lock-in-Effekte als Argument gegen diese Maßnahmen. Diese Lock-in-Effekte können entstehen, wenn politische Regelungen dazu führen, dass sich bestehende Strukturen nicht oder nur langsam ändern lassen und die Entwicklung neuer Produktionszweige, Einkommensbereiche etc. be-

hindert wird (politischer lock-in Effekt; vgl. GRABHER 1993). Ein solches Risiko sehen viele Grünlandbewirtschafteter z.B. in der CC-Regelung zum Dauergrünlanderhalt (vgl. (EG) 796/2004, (EG) 1120/2009; Kapitel 9) oder der Verpflichtung zum Erhalt unterschiedlicher Landschaftselemente.

Landschaftselemente wie z.B.:

- „Hecken oder Knicks: lineare Strukturelemente, die überwiegend mit Gehölzen bewachsen sind und eine Mindestlänge von 10 Metern und eine Durchschnittsbreite von bis zu 15 Metern aufweisen, wobei kleinere unbefestigte Unterbrechungen unschädlich sind;
- Baumreihen: mindestens fünf linear angeordnete, nicht landwirtschaftlich genutzte Bäume entlang einer Strecke von mindestens 50 Metern Länge;
- Einzelbäume: Bäume, die als Naturdenkmäler im Sinne des § 28 BNatSchG geschützt sind;
- Feldraine: überwiegend mit gras- und krautartigen Pflanzen bewachsene, schmale, lang gesteckte Flächen mit einer Gesamtbreite von mehr als zwei Metern, die innerhalb von oder zwischen landwirtschaftlichen Nutzflächen liegen oder an diese angrenzen und auf denen keine landwirtschaftliche Erzeugung stattfindet;“ (u.a.; BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT 2015)

fallen unter den Schutz der CC. Diese Regelung wurden teils kritisiert. Auf der einen Seite hatten zwei der Testlandwirte in der Vergangenheit in Kooperation mit anderen Landwirten oder der Jägerschaft wiederholt Gehölze angepflanzt. Eine Verpflichtung zum Erhalt freiwillig umgesetzter Maßnahmen wurde jedoch abgelehnt. Auch kritisierten sie, dass Landwirte von Bevölkerung und Behörden rechtlich belangt würden, weil sie Pflegebestimmungen bei freiwillig vorgenommenen Anpflanzungen nicht eingehalten hätten. Dies würde die Bereitschaft zur Durchführung dieser Maßnahme stark beeinträchtigen.

Insgesamt reagierten die Landwirte auf Vorschriften sehr sensibel.

*Die Bereitschaft der Landwirte, freiwillig gehölzartige (oder krautige) Landschaftselemente anzupflanzen, kann erhöht werden, wenn die Maßnahmenvorgaben keine einschneidenden Einschränkungen ihres Handlungsspielraums beinhalten (Annahme 9; Kapitel 9).*

Die befragten Biogaskulturanbauer wollten selbst entscheiden, wo, wie, wann und wie lange sie welche Maßnahme durchführen, auch zur Verhinderung der o.g. (politischen) lock-in-Effekte. Vor dem Hintergrund der riskanten Lage vieler Betriebe und der hinsichtlich einer zukünftigen Hofauf- bzw. Übergabe (vgl. NIENS & MARGGRAF 2010, GURRATH 2011) ist es jedoch wahrscheinlich, dass Landwirte sich ihren Handlungsspielraum bewahren möchten.

Ein weiterer lock-in Effekt, der durch die Etablierung von Landschaftselementen auftreten kann, bezieht sich auf die öffentlich geförderte Anlage von Landschaftselementen. Unterschiedliche Förderprogramme finanzieren die Anlage von Gehölzen in der Agrarlandschaft, wie z.B. Hecken (vgl. SCHLEYER & PLIENINGER 2011). Die Mindestlaufzeit für die geförderten Programme beträgt i.d.R. fünf Jahre. Auch wenn mitunter längere Förderlaufzeiten existieren, wird die Förderung früher oder später eingestellt. Die Kosten für die Pflege verbleibt dann beim Landwirt, der aufgrund von Erhaltungspflichten gezwungen sein kann, die Maßnahme fortzusetzen. Diese lock-in-Effekte schmälerten die Bereitschaft, solche Maßnahmen überhaupt umzusetzen.

Reale oder befürchtete lock-in Effekte können sogenannte Umgehungstatbestände hervorrufen. So würde Grünland umgebrochen, bevor es den Dauergrünlandstatus erhalte oder Gehölze würden entfernt, bevor sie den Schutzstatus nach CC erhielten. Für den Naturschutz sind entsprechende Regelungen also potentiell

kontraproduktiv. Die Angst mancher Landwirte, dass freiwillige Maßnahmen im Nachhinein verpflichtend werden könnten, kann in Niedersachsen zumindest im Hinblick auf die „Gesetzlich geschützte Biotop“ (§ 30 und § 24 Abs. 2, NAGBNatSchG) sowie auf „Gesetzlich geschützte Landschaftsbestandteile“ (§ 22 Abs. 3,4, NAGBNatSchG) für öffentlich geförderte Maßnahmen entkräftet werden:

*"Niemand darf Handlungen begehen, die die in § 30 Abs. 2 BNatSchG und § 24 Abs. 2 NAGBNatSchG im einzelnen aufgeführten Biotop zerstören oder sonst erheblich beeinträchtigen können. Keine Verordnung, Satzung oder Einzelanordnung braucht vorauszugehen, um dieses Verbot – wie etwa bei Naturschutzgebieten oder Naturdenkmälern – gebietsbezogen zu konkretisieren. Die bloße Existenz des Biotops, wo immer er sich auch befinden mag, genügt, um den besonderen Schutz auszulösen. Von diesen Schutzbestimmungen sind jedoch insbesondere folgende Fälle ausgenommen:*

*Biotop, die während der Laufzeit einer vertraglichen Vereinbarung oder der Teilnahme an öffentlichen Programmen zur Bewirtschaftungsbeschränkung entstanden sind, sofern eine zulässige land-, forst-, oder fischereiwirtschaftliche Nutzung innerhalb von zehn Jahren nach Beendigung der betreffenden vertraglichen Vereinbarung oder der Teilnahme an den betreffenden öffentlichen Programmen wieder aufgenommen wird (§ 30 Abs. 5 BNatSchG)." (NLWKN 2010)*

Ob eine Übertragung dieser Klausel auch für die Unterschutzstellung von Landschaftselementen und Biotopen nach CC ökologisch sinnvoll sein kann, sollte geprüft werden. Das Auftreten von Umgehungstatbestände ist kein Novum. Schon Osterburg et al. (2003) beschreiben dies für Grünlandumbrüche vor der Einführung der Dauergrünlandregelung nach CC. Eine einfache Antwort zur Vermeidung dieses „vorausseilenden Ungehorsam“ ist schwierig zu finden (vgl. PEERLINGS & POLMAN 2008, SCHLEYER & PLIENINGER 2011). Ein Forschungsdesiderat ist die Klärung der Relevanz unterschiedlicher Umgehungstatbestände sowie mögliche Lösungsansätze für ein solches Problem. Die im Zuge dieser Doktorarbeit befragten Landwirte beklagten praxisferne Auflagen, die zum Verlust der Maßnahmenakzeptanz beitrügen und mitunter auch zu Umgehungstatbeständen führten. Von dem eindringlichen Wunsch von Landwirten nach einer höheren Praxisorientierung der Maßnahmen ist auch in der Literatur die Rede (NIENS & MARGGRAF 2010). Interdisziplinäre Forschungsprojekte unter sozialwissenschaftlicher, ökologischer und agrarökonomischer Beteiligung könnten mit Landwirten umgesetzt werden, um festzustellen, welche Maßnahmenauflagen tatsächlich erforderlich, und welche Auflagen eher kontraproduktiv im Sinne des Naturschutzes sind. Dabei sollte zudem untersucht werden, wie sich Maßnahmen flexibler und praxisnäher ausrichten lassen, ohne dabei den Naturschutz zu gefährden. Als Beispiel für eine flexiblere Handhabung der AUM wurde oben die Ackerrandstreifenimplementierung genannt. Ob diese Flexibilisierung den erwünschten Erfolg bringt, muss ebenso geprüft werden wie die Übertragbarkeit des Konzeptes auf andere Maßnahmen.

Die hier beschriebenen Bedenken hinsichtlich freiwilliger, aber verbindlich werdender Maßnahmen oder der fehlenden Autonomie bei der Maßnahmengestaltung spiegeln einen Vertrauensverlust in die Umweltinstitutionen, in die Verfahrensgerechtigkeit und die Legitimität der Maßnahmen wider (vgl. auch WILSTACKE & PLANKL 1988). Die folgende Stellungnahme einer eines von niedersächsischen Landwirten gegründeten landwirtschaftlichen Naturvereins drückt den Konflikt wie folgt aus:

*"In der Vergangenheit wurde Naturschutz leider oft über die Köpfe der "Menschen vor Ort" hinweg betrieben, wodurch ein erheblicher Nutzungskonflikt zwischen Landwirtschaft(/Kommunen) und dem Naturschutz entstand. Auch wenn zwischenzeitlich alle erkannt haben, dass*

*zukunftsfähiger Naturschutz die Bedürfnisse der Grundstücksnutzer berücksichtigen muss, so bleiben die Interessensgegensätze im Kern bestehen:*

*Obwohl bäuerliches Denken immer ein nachhaltiges ist, reagiert die Landwirtschaft mit einer zurückhaltenden bis grundsätzlich ablehnenden Einstellung gegenüber dem Naturschutz. Die Landwirte wissen zwar, dass eine intakte Umwelt Grundvoraussetzung für den Erfolg ihrer Höfe ist, sehen aber oft nicht die herausragende Bedeutung und Verantwortung des Berufsstandes gegenüber Flora und Fauna. Bedingt durch die ohnehin schon angespannte Situation in der Landwirtschaft, den bisherigen Erfahrungen bei der Umsetzung von Naturschutzmaßnahmen und der zunehmenden Überfrachtung der Betriebe mit Vorschriften und Auflagen, sehen sie im Naturschutz eine weitere wirtschaftliche und vor allem soziale Beeinträchtigung.*

*Seitens des Naturschutzes ist oft fehlendes Wissen um die Rahmenbedingungen unter der die heutige Landwirtschaft bestehen muss zu beobachten. Daraus ergeben sich häufig gravierende Fehleinschätzungen der Auswirkungen von "Naturschutzauflagen" für die Betriebe und den gesamten ländlichen Raum. Außerdem werden Schutzmaßnahmen ausschließlich unter dem monetären Aspekt diskutiert. Fragen des berufsständigen Selbstverständnisses oder Lebensausrichtung der Landwirtschaftsfamilien finden keine Berücksichtigung. Letztlich wird der Erfahrungsschatz, den die Landwirtschaft bei der Gestaltung des Naturschutzes erbringen könnte, oft "lächelnd"übergegangen.*

*Nach Auffassung des LNV kann die Akzeptanz des Naturschutzes innerhalb der Landwirtschaft dadurch verbessert werden, in dem man den Berufsstand bei der Entwicklung, Umsetzung und Erprobung neuer Ansätze im Naturschutz Eigenverantwortlichkeit überträgt." (DER LANDWIRTSCHAFTLICHE NATURVEREIN (LNV) RHEIDERLÄNDER MARSCH E.V., STAND: 13.03.2014)*

Der hier ausgedrückte Vertrauensverlust spiegelt sich in den Aussagen der befragten Landwirte. Ein Landwirt gab sogar an, er wäre zwar zu Naturschutzmaßnahmen bereit, aber nur, wenn diese nicht durch öffentliche Gelder finanziert würden. Dieser Milchviehbetriebsinhaber fürchtete eine erhöhte Kontrollfrequenz auch für die CC-Auflagen im Zuge öffentlich geförderter Maßnahmen wie AUM und daraus ein erhöhtes Risiko existenzgefährdender Direktzahlungskürzungen, falls dabei ein Tier ohne Ohrmarke entdeckt würde. Obwohl er sehr darauf achte, könne dies immer mal passieren. Das Risiko der Mittelkürzung könnten insbesondere Milchviehbetriebe nicht riskieren. Daher war er nur zu Maßnahmen bereit, die entweder für ihn kostenlos waren oder durch private Institutionen finanziert würden.

Landwirte möchten nicht, wie es in dem obigen Kommentarauszug des LNV heißt, dass der Naturschutz „über die Köpfe der Menschen vor Ort hinweg“ entscheide. Sie möchten in Planungsprozesse involviert werden (NIENS & MARGGRAF 2010) und ihre Entscheidungsautonomie gewahrt wissen (WILSTACKE & PLANKL 1988). So äußerte auch einer der befragten Landwirte den Wunsch, in die Planung des lokalen Biotopverbundes einbezogen zu werden, wenn dieser seine Flächen tangiere. Ein anderer gab an, dass er Naturschutzmaßnahmen lieber in Eigeninitiative bzw. mit der Jägerschaft umsetze, da er im Gegensatz zu einer Umsetzung mit öffentlichen Mitteln selbst darüber entscheiden könne, wo er Pflanzungen vornehme und wo sie sich besser mit den Betriebsabläufen der Landwirte vereinbaren ließen. Diese Aussagen führen das bei einigen Landwirten bestehende Vertrauensdefizit in den Naturschutz vor Augen, aufgrund dessen sich manche Landwirte entweder selbst organisieren, sich andere Kooperationspartner suchen oder sich sogar vollständig der Maßnahmenumsetzung entziehen.

Vertrauen in Planungsinstitutionen und in die Gerechtigkeit von Planungsabläufen und politischen Prozessen ist ein wichtiges Motiv. Kooperationsbereitschaft entsteht leichter durch vertrauensvollen Umgang (TYLER 2011, TYLER & BLADER 2000, WILSTACKE & PLANKL 1988, JONGENEEL et al. 2008, NIENS & MARGGRAF 2010). Eine erhöhte Partizipation bei der Maßnahmenplanung und -umsetzung kann verlorenes Vertrauen Umständen wieder aufbauen. Unterschiedliche Studien belegen eine erhöhte Teilnahmemotivation nach Einbindung der Landwirte bei der Entwicklung und Implementation von Maßnahmen wie AUM (NIENS & MARGGRAF 2010, VAN DER HORST 2007). Annahme 10 in Kapitel 9 fasst dies wie folgt zusammen:

*Die Übertragung von mehr Verantwortung bei der Planung und Entwicklung von Maßnahmen, beinhaltet das Potential, die Bereitschaft von Landwirten (v.a. diejenigen, die die Kooperation mit dem Naturschutz aus Vorbehalten ablehnen) zur Maßnahmenumsetzung zu steigern (Annahme 10; Kap. 9).*

Die Notwendigkeit verbesserter Integration der Landwirte wird mitunter in der Förderung neuer Projekte bedacht. So fördert das Bundesumweltministerium unter Koordination des Deutschen Bauernverbandes ein sechsjähriges Projekt zur Entwicklung einer berufsständisch getragene Naturschutzberatungseinrichtung, in der Landwirte andere Landwirte beraten (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BFN) 2015b). Dass die Beratung durch andere Landwirte und/oder Ortskundige die Maßnahmenakzeptanz positiv beeinflussen kann, bestätigt auch van der Horst (2008).

## 12.8 Entwicklung von Werkzeugen zur Bewertung landwirtschaftlicher Nutzungseinflüsse auf den Artenschutz und der Klimarelevanz von Landnutzungen und Landnutzungsänderung für das Umweltberatungssystem MANUELA

Um die Klimarelevanz von Landnutzung bewerten zu können, wurden zu Beginn der Doktorarbeit zwei Werkzeuge für das landwirtschaftliche Umweltberatungssystem MANUELA entwickelt: ein Werkzeug zur Ermittlung der CO<sub>2</sub>-Emissionen aus Grünlandumbruch und landwirtschaftlicher Moornutzung sowie ein weiteres zur Ermittlung der N<sub>2</sub>O-Emissionen aus der landwirtschaftlichen Düngung. Damit wurden die bedeutendsten Quellen landwirtschaftlicher THG-Emissionen abgedeckt (vgl. Kap. 2).

Das Werkzeug zur Modellierung des N<sub>2</sub>O-Ausstoßes aus der Ausbringung N-haltiger organischer und mineralischer Dünger gibt Landwirten ein Instrument zur Abschätzung der Klimarelevanz des eigenen Düngemanagements in die Hand. Basierend auf dem Modell MODE (DECHOW & FREIBAUER 2011; vgl. Kap.7) werden nicht nur Bewirtschaftungsparameter wie die Kulturart oder die Menge ausgebrachten Stickstoffs erhoben, sondern auch Klima- und Bodenparameter abgefragt. In diesem Punkt hebt sich das hier entwickelte N<sub>2</sub>O-Werkzeug von anderen Umweltberatungssystemen ab, die oft zwar die Ermittlung düngebasierter N<sub>2</sub>O-Emissionen gestatten (vgl. Anhang I), dabei aber i.d.R. keine standortspezifischen Empfindlichkeiten berücksichtigen. Dies ist jedoch ausschlaggebend für den N<sub>2</sub>O-Ausstoß. So unterscheiden sich N<sub>2</sub>O-Emissionen vor allem anhand unterschiedlicher klimatischer Ausprägungen (SCHÜTZE & GEUPEL, DECHOW & FREIBAUER 2011). Dies ergab auch eine Probesimulation mit MODE für unterschiedliche Kulturarten und kulturspezifische Düngegaben inklusive der Berücksichtigung erlaubter N-Überschüsse nach Düngeverordnung (DüV) und Düngeempfehlung der Landwirtschaftskammer Niedersachsen (LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN 2010). Die bedeutsamsten Faktoren waren hier eine im Referenzraum anfallende Durchschnittstemperatur unterhalb des Gefrierpunktes sowie für den Referenzzeitraum auftretende Niederschläge ab 250mm (vgl. Kap. 4, Kap. 11). Innerhalb dieser vulnerablen Klimabereiche (vgl. Kap. 11) hatte die gedüngte N-Menge hingegen großen Einfluss auf die N<sub>2</sub>O-Emissionen. Auch die Bodenkörnung beeinflusste in diesen Regionen die N<sub>2</sub>O-Höhe deutlich. Je höher der Tonanteil, desto höher waren die Emissionen.

Die in manchen Umweltberatungssystemen angewandten standortunabhängigen Emissionsfaktoren (z.B. IPCC-Faktoren) werden diesem Bedürfnis nach standörtlicher Berücksichtigung nicht gerecht (vgl. BOURDIN et al. 2014, MILNE et al. 2014). Allerdings berechnen manche Umweltberatungssysteme auch die indirekten N<sub>2</sub>O-Emissionen aus der Landnutzung. Diese Emissionen werden in MANUELA bislang nicht berücksichtigt. Indirekte N<sub>2</sub>O-Emissionen entstehen durch Nitratauswaschungen oder durch atmosphärische Deposition aus N-förmigen Gasen wie v.a. Ammoniak (NH<sub>3</sub>). In Deutschland resultieren 95 % der anthropogen verursachten NH<sub>3</sub>-Emissionen aus der Landwirtschaft (FLESSA et al. 2014). Ammoniak wird dabei einerseits aus der Tierhaltung, aber auch im Zuge der Düngung mit NH<sub>3</sub>-haltigen synthetischen Düngemitteln freigesetzt, deren Einsatz in der Landwirtschaft in den letzten 20 Jahren um 34 % angestiegen ist (ebd.). Der Anteil der indirekten N<sub>2</sub>O-Emissionen aus der Ablagerung von Ammoniak und anderen N-Verbindungen sowie aus der Nitratauswaschung, wird insgesamt auf 0,01 kg N<sub>2</sub>O kg<sup>-1</sup> N geschätzt (OSTERBURG et al. 2007). Neben den direkten stehen auch die indirekten N<sub>2</sub>O-Emissionen aus der Nitratauswaschung zumindest in teilweiser Abhängigkeit zu den Bodenverhältnissen. Während die direkten N<sub>2</sub>O-Emissionen auf Böden mit hohem Sandgehalt gering ausfallen, steigt das Risiko der Nitratauswaschungen, einer der Haupt-N<sub>2</sub>O-Quellen hingegen mit der Höhe des Sandgehaltes an. Da sandige Böden eine geringe Wasserspeicherefähigkeit haben, wird Nitrat durch Niederschläge und Bewässerung schneller ausgewaschen, als auf Böden mit geringeren Sandgehalten (vgl. BAUMGÄRTEL & OLFS, BLUME et al. 2010). Folglich werden direkte und indirekte N<sub>2</sub>O-Emissionen – zumindest anteilig, hinsichtlich der Nitratauswaschungen – durch jeweils andere Bodenstandortverhältnisse begünstigt. Eine Aufnahme der Bewertung von indirekten N<sub>2</sub>O-Emissionen in MANUELA kann daher zu einer gerechteren Bewertung der düngebasierten Klimabilanz in der landwirtschaftlichen Umweltberatung führen. So kann ein sandiger Standort trotz geringer direkter N<sub>2</sub>O-Emissionen durch die Relevanz für indirekte N<sub>2</sub>O-Emissionen insgesamt womöglich vergleichbar hohe N<sub>2</sub>O-Emissionen verursachen, wie ein toniger Standort. Auch die Berücksichtigung von CO<sub>2</sub>-Emissionen aus der Düngemittelherstellung, wie sie z.B. das Umweltinformationssystem SALCA (vgl. Anhang I) vornimmt, würde einer ganzheitlichen Bewertung der Klimarelevanz landwirtschaftlicher Düngung entgegenkommen.

Die im Rahmen dieser Arbeit erarbeitete MANUELA-Funktion der CO<sub>2</sub>-Emissionsabschätzung durch landwirtschaftliche Moornutzung und Grünlandumbruch ist nach Kenntnis der Verfasserin bislang in keinem der geläufigen Umweltberatungssysteme implementiert, das hier entwickelte Tool ist also ein Novum. Auch wenn die Rolle der THG-Emissionen aus der Umwandlung mineralischer Grünlandflächen in Acker bislang noch nicht abschließend geklärt ist (s.o.), wird ihr von Seiten der Politik dennoch Relevanz beigemessen. Bis die Bedeutung der C-Speicherung mineralischer Böden daher nicht widerlegt ist, kann die Anwendung des hier entwickelten MANUELA-Werkzeugs dazu beitragen, Grünlandumbruch zumindest auf potentiell klimasensiblen mineralischen hydromorphen zu steuern. Für die Bewertung von CO<sub>2</sub>-Emissionen auf organischen Böden besteht hingegen kein Zweifel an der Einsatzfähigkeit des Werkzeugs.

Die Vermeidung von THG aus der Landwirtschaft ist ein zentrales Ziel der ELER-Verordnung (VO (EU) Nr. 1305/2013). Röder et al. (2013) schlagen vor, dass der Bund die Identifizierung und Quantifizierung landwirtschaftlicher THG-Emissionsquellen von ELER-Maßnahmen unterstützen sollte, um unter bundesweiter Abstimmung die Maßnahmen mit relevanten Beitrag zum Klimaschutz zu ermitteln. Der Einsatz der hier entwickelten THG-Werkzeuge leistet hierzu einen Beitrag. Darüber hinaus können sie zur Überprüfung der Klimafreundlichkeit von Biogasproduktion für den Bereich der landnutzungs-basierten THG-Emissionen verwendet werden.

Aufgrund hoher Unsicherheiten bei der Modellierung von THG-Emissionen (vgl. Kap. 2.6) können die Werkzeuge zur Bewertung von CO<sub>2</sub>- und N<sub>2</sub>O-Emissionen in MANUELA lediglich zum Aufzeigen von Tendenzen

verwendet werden. Diese Tendenzen sind jedoch ausreichend, um daraus prioritäre Maßnahmen (Flächen) zur Reduzierung der Emissionen abzuleiten.

Der aktuelle Artenschutzreport des Bundesamtes für Naturschutz (BfN, 2015a) zum Stand des Artenschutzes in Deutschland ist alarmierend. Eine große Verantwortung hierfür trägt die Landwirtschaft, deren Flächen rund 50 % der gesamtdeutschen Fläche ausmachen. Durch einen zunehmenden Strukturwandel und eine steigende Intensivierung in der Landwirtschaft sind rund ein Drittel der Ackerwildkrautflora gefährdet (KORNECK et al. 1998); auch die Bestände vieler Tierarten haben drastisch abgenommen (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BFN) 2015a). Dies lässt sich vor allem am Artenrückgang in der Gruppe der Vögel feststellen, die als Indikatorgruppe für die Artenvielfalt der Agrarlandschaft fungieren (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT 2007). Von den 29 in der Agrarlandschaft vorkommenden Brutvogelarten weist ein Drittel einen negativen Langzeittrend auf. Die Bestände des Kiebitzes (*Vanellus vanellus*) und Bluthänflings (*Carduelis cannabina*) schrumpfen zum Beispiel jährlich um 3 % (WAHL et al. 2011).

Um die Auswirkungen der landwirtschaftlichen Flächennutzung auf die Artenvielfalt am Beispiel des Biogaskulturanbaus zu bewerten, wurde das Nutzungseinfluss-Werkzeug entwickelt (s. Kap. 8). Es unterscheidet zwischen Ackerbetriebs-, Ackerschlag- und Grünlandsebene.

Obwohl Grünlandschutz sowohl Klima- als auch Artenschutz bedeutet, sind die Anforderungen der Grünlandbewirtschaftung hinsichtlich des Artenschutzes wesentlich differenzierter und umfangreicher. So genügt für die Vermeidung von CO<sub>2</sub>-Emissionen der Verzicht auf Grünlandumbruch bzw. -umwandlung in Acker. Hinsichtlich des Artenschutzes sollten vor allem Maschineneinsätze zu Brut- und Setzzeiten vermieden werden, was sich u.a. über die Anzahl der Schnitte regeln lässt. Auch die Einstellung der Schnitthöhe auf mindestens 14 cm kann vermeiden, dass Gelege oder Jungtiere bei der Flächenbewirtschaftung zerstört werden. Wildschutzmaßnahmen, wie das Abläufen der Fläche unmittelbar vor der Mahd, um das Wild zu vergrämen, das Mähen zu bestimmter Witterung, um Insekten zu schonen etc. sind ebenfalls sinnvolle Maßnahmen für den Artenerhalt. In der Anwendung des Werkzeuges auf den Testbetrieben kritisierte ein Landwirt die Maßnahme der Mindestschnitthöhe als ökonomisch nicht tragbar. Der Einsatz von Balkenmähern wurde ebenfalls als unpraktikabel empfunden. Diese würden im Tiefland gar keine Verwendung finden und wären höchstens für den Einsatz in Bergregionen geeignet. Diese Aussagen zeigen, wie wertvoll die Erprobung des Nutzungseinfluss-Werkzeuges auf den Untersuchungsbetrieben war. Die so gewonnenen Erkenntnisse können einen Beitrag dazu leisten, eine vielfach von Landwirten kritisierte Praxisuntauglichkeit von Maßnahmen und damit einen weiteren Vertrauensverlust zu vermeiden. Die Erprobung des Werkzeuges auf den Betrieben kommt damit einer im Zuge der Arbeit festgestellten zentralen Forderung der Landwirte nach mehr Mitbestimmungsrecht bei der Maßnahmengestaltung entgegen. Da es sich bei diesen Stellungnahmen jedoch um Einzelaussagen handelt, die keine Repräsentativität beanspruchen können, sollten diese Aussagen jedoch durch quantitative Befragungen validiert werden.

Die Abfrageinhalte des Nutzungseinfluss-Werkzeuges für die Ackerbetriebsebene wurden von keinem der Testlandwirte kritisiert. Die Bewertung der Ackerbetriebsebene ist insofern sinnvoll, als die Verteilung der Kulturarten im Raum und damit die Lebensraumvielfalt für viele Arten mindestens ebenso relevant bzw. oftmals sogar bedeutsamer ist, als die Bewirtschaftungsart auf dem Einzelschlag (s. Kap. 2, Kap. 8). Dieser Bewertung sind jedoch Grenzen gesetzt. Selten sind die Flächen eines Betriebes so agglomeriert, dass sie nicht durch Flächen anderer Landwirte voneinander getrennt sind. Trotz positiver Bewertung der Fruchtartenverteilung auf der Ackerbetriebsebene in MANUELA, kann es daher dennoch zu lokalen Bündelungen gleicher Kulturarten in der Landschaft kommen, wenn die Bewirtschafter benachbarter Flächen die gleiche Kulturart anbauen. Dies ist in der Praxis oft der Fall, zum Beispiel bei räumliche Clusterungen von Mais aus

Logistikgründen (kurze Transportwege) in direktem Umkreis einer Biogasanlage (WIEHE et al. 2010). Auch für andere Kulturarten finden in Absprache mit den Flächennachbarn laut Aussage eines Testlandwirts Bündelungen statt, um Logistikkosten zu sparen. Darüber hinaus können schlagübergreifende Bodenverhältnisse in einem bestimmten Areal des Gebietes den Anbau einer bestimmten Kulturart oder Produktionsweise nahelegen. So befand sich im Niedermoorbereich eines Untersuchungsgebietes eine sehr starke Konzentration an Mais für die Biogasanlage. Laut Aussage eines Landwirts produzierten die Niedermoorstandorte bessere GPS-Erträge als Kornerträge, bzw. die Kornqualität war mitunter nicht zufriedenstellend. Dies führte zu überwiegend Mais in (zeitlich und räumlicher) Monokultur. In einem anderen Areal konnte weitläufig schlagübergreifender Winterweizenanbau identifiziert werden.

Randstrukturen haben einen hohen Wert für die Habitatvielfalt und -qualität und sollten gefördert und erhalten werden. Durch den schlagübergreifenden Anbau einer Kultur entfallen auch wertvolle Randbereiche. Wenn sich das Risiko räumlicher Konzentrationen und schwindender Randstrukturen über die Bewertung der Kulturartenanzahl und prozentualen Mindest- und Höchstanteilen der Kulturen auch nicht gänzlich auflösen lässt, so kann es zumindest reduziert werden. Das Werkzeug wird damit als wichtiges Instrument erachtet, über die positive Bewertung einer höheren betrieblichen Kulturartenvielfalt nicht nur die Fruchtfolge auf der Schlagebene zu honorieren, wie es mit der CC der Fall ist, sondern die häufig vernachlässigte Landschaftsebene zu bewerten. Es kann die Chance erhöhen, räumliche Cluster tatsächlich aufzulösen bzw. zu verhindern, indem Landwirte dazu animiert werden, ihre Fruchtartenverteilung (und damit auch Fruchtfolgeplanung) mit den Nachbarlandwirten abzusprechen.

### 12.9 Einfluss schlaggenauer, GIS-basierter Umweltinformationen für die Maßnahmenakzeptanz

Landwirte messen einer fachkundigen, betriebsspezifischen Umweltberatung eine hohe Bedeutung zu. Allerdings fühlt sich viele Landwirte hinsichtlich der AUM nicht (23,2 %) oder nur teilweise gut (42,5 %) beraten (NIENS & MARGGRAF 2010). Die Bereitschaft zur Umsetzung von Umweltmaßnahmen und ihr ökologischer Erfolg lässt sich durch eine fachkundige, individuelle Beratung der Landwirte, deutlich erhöhen (LUZ 1994, NIENS & MARGGRAF 2010). Auch Peters et al. (2010) betonen die hohe Relevanz der standortspezifischen, individuellen Beratung im Hinblick auf die Einführung umweltschonender Anbaupraktiken im Energiepflanzenanbau.

In den vergangenen Jahren wurden eine Reihe softwarebasierter landwirtschaftlicher Umweltberatungssysteme entwickelt (vgl. Anhang I). Softwarebasierte Umweltberatungssysteme können dazu beitragen, Daten und Bewertungsabläufe zu strukturieren, Standardisierungen für Daten zu definieren und damit die Vergleichbarkeit und Wiederholbarkeit der Ergebnisse zu ermöglichen, Alternativen zu modellieren, Arbeitsabläufe zu koppeln und durch Datenimporte zu beschleunigen usw. (HAAREN et al. 2012).

Die Frage nach der geeigneten Darstellungsart von Informationen ist seit über 70 Jahren Bestandteil des wissenschaftlichen Diskurses und lässt sich nur schwer pauschalisieren (MEYER 2000). Auch wenn die Mehrheit der empirischen Studien im reinen Vergleich grafische oder tabellarische Darstellung zu der Auffassung kommt, dass Tabellen geeigneter dazu sind, Informationen nachhaltig zu vermitteln, hängt dies jedoch sehr von der Aufbereitung der Tabellen oder Grafiken ab. Sind die Grafiken wohl-strukturiert und hat die Struktur in irgendeiner Hinsicht eine Relevanz für den Betrachter (gibt es z.B. Wiedererkennungseffekte oder enthält die Grafik neue Komponenten, die seine Neugierde wecken), dann scheint die Informationsvermittlung bei Grafiken – gegenüber Tabellen – effizienter zu sein (MEYER 2000, MANGOLD 2012).

Im Rahmen der Doktorarbeit sollte die Frage beantwortet werden, welche Rolle schlaggenaue kartografische Informationen über Auswirkungen des Biogaskulturenanbaus sowie über entsprechende Schutzmaßnahmen für die Maßnahmenbereitschaft von Landwirten spielen. Auch die Bedeutung der Aufklärung über die Maßnahmenkosten sollte dabei erörtert werden (s.u.).

Im Hinblick auf die Vermittlung von Umweltinformationen spielen Raumbeziehungen eine bedeutende Rolle. Sie lassen sich besonders gut anhand von Karten verdeutlichen, da Karten ein Abbild der Wirklichkeit darstellen und bei dem Betrachter Wiedererkennungseffekte hervorrufen. Diese Wiedererkennungseffekte entscheiden darüber, ob der Betrachter die gezeigte Information für relevant hält (MANGOLD 2012). Darüber bestimmt sich auch das Maß an Aufmerksamkeit, die der Betrachter der dargestellten Information entgegenbringt, was wiederum die Rezeptions- und Speicherfähigkeit der Information beeinflusst (ebd.). Um die Frage nach der Bedeutung von kartografisch aufgearbeiteten, schlaggenauen Umweltinformationen für den Entscheidungsprozess von Landwirten zu klären, wurden auf drei Testbetrieben räumliche Daten erhoben. Mit Hilfe des zuvor beschriebenen Werkzeugs für die Bewertung landwirtschaftlicher Nutzungseinflüsse auf den Artenschutz sowie der Werkzeuge zur Bewertung der landnutzungsbedingten Klimarelevanz, wurden die Daten mit dem Umweltberatungssystem MANUELA erfasst und bewertet. Ein aus den Daten der drei Testbetriebe generierter, virtueller Biogaskulturanbaubetrieb, diente als Ausgangsbasis für ein Discrete Choice Experiment mit sieben niedersächsischen Biogaskulturanbauern. Ziel des Experimentes war es, die Reaktion der Landwirte zu Vorschlägen eines an die Bedürfnisse des Arten- und Klimaschutzes angepassten Biogaskulturanbaus zu testen.

Aufgrund des qualitativen Methodencharakters des Experimentes wird für die Ergebnisse kein Anspruch auf statistische Repräsentativität erhoben. Dennoch zeigte sich in der Tendenz, dass die kartografische Darstellung von Auswirkungen und Maßnahmen, sowie die tabellarischen Kosteninformationen die Maßnahmenentscheidung der Landwirte beeinflusst haben. Von dem Grad und der Ausrichtung der Einflussnahme wurden unterschiedliche Informationsrezeptionstypen abgeleitet. Wenn diese Typen aufgrund der geringen Stichprobenanzahl auch keine statistische Signifikanz aufweisen, können sie jedoch als psychologisch repräsentativ betrachtet werden (s.u.):

*"Die Stichprobe sollte dabei ausreichend groß sein, um die Bandbreite an relevanten Einstellungen und Meinungen zu einem Thema und – je nach Anforderung – Subgruppenunterschiede abbilden zu können. Qualitative Studien zur Typenbildung genügen damit zwar keiner statistischen, aber einer psychologischen Repräsentativität: Die explorierten Phänomene werden nicht in ihrer tatsächlichen Verbreitung, wohl aber in ihrer psychologischen Motivstruktur erkannt und geben so einen umfassenden Einblick in die Wirkmechanismen [...]" (MAAS & WALTER 2007)*

Der GIS-Einsatz und der umfassende, komplexe Fragenkatalog machte eine face-to-face-Betreuung erforderlich und begrenzte somit die Teilnehmerzahl sowie die Anzahl auswählbarer Alternativen. Dennoch konnten aufgrund der heterogenen Ausrichtung der Befragten unterschiedliche Motivstrukturen ermittelt werden, die eine Typen- und Subtypenbildung (bzw. nach Maas und Walter (2007) „Subgruppen“) erlaubt hat, die die Bandbreite der möglichen Reaktionen auf die Umwelt- und Kosteninformationen abdeckt. Die auf diese Weise ermittelten Typen (s. Kapitel 10, 11): hohe oder mittlere Beeinflussung durch a) Umweltinformationen und/oder b) Kosteninformationen der Bewirtschaftungsalternativen sowie keine Beeinflussung durch diese Informationen können dem Umweltschutz dazu verhelfen, Kooperationspotentiale einzuschätzen und individuelle Beratungsansätze zu entwickeln. Die Informationsrezeptionstypen, die einen hohen

Einfluss von Umweltinformationen auf ihre Maßnahmenentscheidung zulassen, stellen dabei den Idealtypus hinsichtlich einer erfolgreichen Umweltberatung dar. Umwelt- und Kosteninformationen werden aufgenommen und bei der Maßnahmenentscheidung berücksichtigt. Wenn dies auch nicht in jedem Fall zu einer Maßnahmenumsetzung führen muss, besteht bei diesem Typus jedoch tendenziell eine höhere Chance, Maßnahmen umzusetzen, die von anderen Biogaskulturanbauern nicht akzeptiert werden (z.B. Ackerrandstreifen, Überwinterung von Stoppeln etc.), für den Naturschutz (je nach standörtlicher Empfindlichkeit) aber unverzichtbar sind.

Für den Typus, der eine hohe bis mittlere Aufmerksamkeit auf die Kosten einer Maßnahme legt dabei jedoch zumindest eine geringe Rezeptivität gegenüber Umweltinformationen, kann die Informationsvermittlung der Kosten die Maßnahmenbereitschaft steigern. Dies ist vor allem dann der Fall, wenn, wie im Falle eines Landwirts (F<sub>1</sub>), die Kosten der Gehölzpflanzung höher eingeschätzt wurden. Auch konnte die kartografische Darstellung des Maßnahmenortes F<sub>1</sub> davon überzeugen, an der Gehölzpflanzung teilzunehmen, weil weniger eigene Schläge von den Heckenpflanzungen zur Schließung von Lücken lokaler Biotopverbundachsen betroffen waren, als vom Landwirt vermutet. Dieses Beispiel verdeutlicht den Vorteil kartografischer Maßnahmenempfehlungen im Vergleich zu einer rein tabellarischen oder nicht-räumlichen grafischen Darstellung (z.B. Diagramme).

Der Informationsrezeptionstyp, der auf keinerlei Umwelt- oder Kosteninformation reagiert, wurde nicht weiter differenziert. Dies lag daran, dass aus der Auswahl der Alternativen in dem Discrete Choice Experiment durch die Vertreter dieses Typs, keine eindeutigen Unterschiede abgeleitet werden konnten (s. Kap. 10). Zwar genügt diese Einteilung zur Beantwortung der Fragestellung, welchen Einfluss die Umwelt- und Kosteninformationen auf die befragten Biogaskulturanbauer haben. Hierzu muss lediglich geprüft werden, ob eine Änderung stattgefunden hat. Um jedoch für die Planung Empfehlungen aussprechen zu können, welchen Handlungsbedarf es hinsichtlich der Landwirte gibt, die tendenziell nicht für eine Umweltberatung zur Verfügung stehen, sollten die Hintergründe der fehlenden Reaktion untersucht werden. Hier besteht noch Forschungsbedarf. Unterschiedliche Motive lassen sich auf Basis von Betriebsbesichtigungen der Landwirte F<sub>2</sub> und F<sub>4</sub> sowie deren individuellen Begründungen hinsichtlich ihrer Maßnahmenakzeptanz vermuten. F<sub>2</sub> betonte ganz deutlich den Zusammenhang zwischen seiner Maßnahmenablehnung und der Tatsache, dass viele seiner eigenen Betriebsflächen in einem Landschaftsschutzgebiet gelegen seien. Die mit dem Schutzgebietsstatus einhergehenden Bewirtschaftungsrestriktionen belasteten ihn bereits zur Genüge, so dass er sich durch zusätzliche Maßnahmen nicht noch weitere Bewirtschaftungsaufgaben zumuten lassen wolle. Er übertrug dabei seine persönliche Situation auf die Untersuchungssituation des virtuellen Betriebes. Er hatte jedoch ca. 3m breite Blühstreifen auf zwei seiner Flächen angelegt. Bei der Begehung der Betriebsflächen von F<sub>4</sub> konnte festgestellt werden, dass dieser bereits einige Maßnahmen in seinen Betriebsablauf integriert hatte. So hatte er diverse Blühstreifen angelegt, führte Maßnahmen zum Hochwasserschutz durch und koordinierte diese mit anderen Landwirten. Darüber hinaus kultivierte er auf einer Fläche die durchwachsene Silphie. Diese Maßnahme bewarb er zudem durch eine Informationstafel für die Bevölkerung die ökologischen Vorteile der Silphie. Er schien gut informiert zu sein über mögliche Naturschutzmaßnahmen und deren Hintergründe. Allerdings präferierte auch er funktionale Maßnahmen, d.h. solche, die ihm auch in anderer Hinsicht einen Nutzen erbrachten, wie z.B. der Schutz vor Bodenerosion bei Hochwassermaßnahmen oder aber auch öffentlichkeitswirksame Maßnahmen.

Während zu den Ursachen der ausgebliebenen Reaktion auf Umwelt- und Kosteninformationen von F<sub>5</sub> keine weiteren Aussagen gemacht werden können, lässt sich für F<sub>2</sub> und F<sub>4</sub> zusammenfassen, dass beide der Annahme waren, sie würden bereits eine ausreichende Leistung für den Naturschutz erbringen. Dies wird

auch als Ursache für die unterbleibenden Anpassungen mit Erhalt der Umwelt- und Kosteninformationen im Discrete Choice Experiment gesehen. Wie zutreffend das im Einzelfall ist, obliegt der Beurteilung durch die örtlichen Naturschutzinstitutionen und kann an dieser Stelle nicht bewertet werden. Festhalten lässt sich jedoch, dass sich der tatsächliche Beratungsbedarf zwischen den Landwirten unterscheidet und individuell geprüft werden sollte. Die Beratung zu den ökologischen Auswirkungen des Flächenmanagements, geeigneten Maßnahmen und deren Kosten beinhaltet jedoch ein hohes Potenzial zur Steigerung der Maßnahmenakzeptanz, wie in Tabelle 4 in Kapitel 10 zu sehen ist. So führte die Vermittlung der Umweltinformationen in keinem Fall zu einer ökologischen Verschlechterung, aber in sechs Fällen zu einer ökologischen Verbesserung im Vergleich zum Status quo. Auch die ökonomischen Informationen erbrachten in zwei Fällen eine potentielle Aufwertung des ökologischen Zustandes. In vier Fällen kam es zwar im Vergleich zur vorherigen Auswahl zu einer ökologischen Abwertung. Vergleicht man die Auswahl jedoch mit der ersten Auswahl im Status quo, sind nur noch zwei Verschlechterungen festzustellen. Dies liegt darin begründet, dass in zwei Fällen zuvor durch die Umweltinformationen bereits Verbesserungen im Vergleich zum Status quo erzielt wurden. Durch die anschließende Kosteneinformation wurde die Auswahl in einem Fall auf das Niveau des Status quo herabgesetzt – in diesem Falle hatte die Umweltberatung weder positive noch negative Effekte. In dem anderen Fall wurde trotz Abwertung mit der Kosteninformation ein immerhin noch besseres Ergebnis als in Status quo-Auswahl erreicht. Damit führen die Umweltinformation und selbst die Kosteninformationen dazu, dass die Landwirte ihren Biogaskulturenanbau in dem Experiment ökologisch aufgewertet haben. Damit kann die Hypothese bestätigt werden, dass kartografische, standortgenaue Informationen zu Auswirkungen des Biogaskulturenanbaus, möglichen Verbesserungsmaßnahmen und deren Kosten zu einer höheren Akzeptanz von Umweltmaßnahmen führen. Eine höhere Akzeptanz führt jedoch nach Matthes et al. (2001) nur dann zu einer tatsächlichen Umsetzung der Maßnahmen, wenn dies durch die rechtlichen, sozioökonomischen und/oder politische Rahmenbedingungen nicht behindert bzw. sogar gestützt oder gefördert wird. Dies zu gewährleisten, ist daher die Rolle der Agrarumweltpolitik. Diese und weitere Implikationen der hier diskutierten Ergebnisse für die politischen Entscheidungsträger sowie die Planungspraxis, werden in den Schlussfolgerungen erläutert, mit denen diese Forschungsarbeit schließen soll.

### 13. Schlussfolgerungen

Der starke Ausbau der Biogasproduktion der vergangenen Jahre ist aufgrund seiner Folgen für Natur und Landschaft verstärkt in die Kritik geraten. Stand zu Beginn die Beeinträchtigung der Erholungsfunktion der Landschaft durch Beschneidung von Sichtachsen und räumliche „Uniformierung“ im Zentrum der Debatte, so wird der Diskurs mittlerweile stärker über ökologische Konsequenzen geführt. Diskutiert werden dabei sowohl Fragen der Wasserqualität im Hinblick auf eine erhöhte Nitratbelastung, des Erhalts der Bodenfruchtbarkeit, als auch die tatsächliche Klimaneutralität oder Auswirkungen auf den Artenschutz.

Einige Anbauformen im Biogaskulturanbau unterscheiden sich von denen in der Futter- und Nahrungsmittelpflanzenproduktion. Die wesentlichen artenschutzrelevanten Unterschiede stellen dabei der Zweikulturanbau und die Ernte der Biogaskulturen als Ganzpflanzensilage dar. Damit verbundene frühere Erntetermine, die sich mit Brut- und Setzzeiten der Fauna überschneiden, zählen zu den bedeutendsten möglichen Beeinträchtigungen der Arten. Für mehr oder minder mobile Arten, wie z.B. Vögel, werden diese Effekte erst dann bedeutsam, wenn den Arten keine Ausweichhabitats mehr zur Verfügung stehen. Der flächendeckende Anbau ein und derselben Kulturart ist daher der hauptsächliche, zu negativen Beeinträchtigungen der Arten führende Wirkfaktor. Der Biogaskulturenanbau hat in einigen Regionen Deutschlands, und hier vor allem in Niedersachsens, diese Lebensraumbeeinträchtigungen zur Folge. Zuzuschreiben ist dies vor allem politischen Fehlanreizen im Zuge der EEG, wie z.B. durch den NawaRo- oder den Güllebonus, der den Maisanbau als Substrat für Biogasanlagen vor allem in Veredelungsgebieten stark gefördert hat. Der hier ohnehin betriebene Maisanbau für die Futtermittelproduktion führte mit dem zusätzlichen Anbau für die Biogasproduktion zu dem kumulativen Effekt eines teils flächendeckenden, teils zumindest sehr hochanteiligen Maisanbaus. Es kam darüber hinaus zu hohen Grünlandverlusten durch kumulative Wirkfaktoren wie der (auch durch den Biogassektor bedingten) steigenden Flächennutzungskonkurrenz, Intensivierungstendenzen in der Milchviehwirtschaft, vermehrten Hofaufgaben sowie mutmaßlich antragsstrategischen Hintergründen. Diese Umwandlungen von Grünland in Acker, aber auch eine zunehmende Tendenz, vulnerable Standorte wie Moore intensiver zu bewirtschaften, hatte entscheidende Auswirkungen für den Artenschutz, den Klimaschutz, die Erholungsfunktion der Landschaft, das Grundwasserdargebot und andere Landschaftsfunktionen. Die Ursachen für diese und weitere Landnutzungsänderungen und Landnutzungsintensivierungen sind vielschichtig, und nicht allein dem Biogaskulturanbau zuzuschreiben. Als integrativer Bestandteil einer abwechslungsreichen Fruchtartenverteilung in der Landschaft, bietet der Maisanbau - in bestimmten Umfang kultiviert - sogar Potentiale, zur Diversifizierung von Lebensräumen in der Agrarlandschaft beizutragen. Unter Einbindung weiterer Fruchtarten in den Biogaskulturenanbau, wie der durchwachsenen Silphie oder Wildpflanzenmischungen, lässt sich sein ökologischer Wert darüber hinaus erheblich steigern. Dennoch trägt der vermehrt flächendeckende Anbau von Mais in einigen Regionen Deutschlands und vor allem Niedersachsens, eine Mitverantwortung für negativen Auswirkungen auf die Landschaftsfunktionen. Aufgrund der weiteren Ausbauziele der Bundesregierung mit den MESEBERGER-Beschlüssen (BUNDESREGIERUNG 2007), ist es jedoch wahrscheinlich, dass der Anteil dieser Regionen noch weiterhin steigen werden (LUCK & SCHÜMANN 2010).

Nach dem Subsidiaritätsprinzip besitzt das Individuum das Vorrecht, für seine eigenen Belange einzutreten. Der Staat sollte nur dann in subsidiärer Weise in Prozesse steuernd eingreifen, wenn es aufgrund der Verletzung der Rechte anderer erforderlich wird (HÖFFE 1997).

Im Rahmen dieser Doktorarbeit wurde untersucht, welche Chancen der Umsetzbarkeit des Subsidiaritätsprinzips im Falle möglicher Schädwirkungen auf den Klima- und Artenschutz des Biogaskulturenanbaus ha-

ben kann. Hierzu wurden zwei wesentliche Schritte unternommen: Zum einen wurde untersucht, wo Belange anderer vom Biogaskulturenanbau beeinträchtigt werden können und in welchen Fällen daher ein Regulierungsbedarf besteht. Generell gilt, dass der Staat nicht mehr als dringend erforderlich eingreifen sollte (OETER 1998, HÖFFE 1997). In welchen Fällen eine Erforderlichkeit besteht, hängt jedoch gemäß des DPSIR-Konzeptes sowohl von der Empfindlichkeitsseite, als auch von der pressure-Seite ab. Die „pressure“ beschreibt in diesem Fall die Art der Flächennutzung. Ob und unter welchen Bedingungen Landwirte bereit sind, Flächennutzung ökologisch zu optimieren, war die nächste zentrale Frage der Doktorarbeit. Dabei wurde unter anderem die Rolle der GIS-gestützten Umweltberatung auf das Entscheidungsverhalten der Biogaskulturanbauer beleuchtet.

Mit den im Rahmen dieser Arbeit entwickelten Schemata zur Einschätzung der Skalenrelevanz von Nutzungseinflüssen wurde der Planung ein methodischer Ansatz bereitgestellt, um festzustellen, ob sich eine Form der Landnutzung über die Grenzen der Betriebe hinweg auswirkt und welcher Steuerungsbedarf sich hieraus ergibt. Als Identifikationsindikatoren wurden hierzu die skalenrelevanten Effekte definiert: kumulative Effekte (ausgehend von der pressure-Ebene), prozess- und werte-basierte Effekte (ausgehend von der sensitivity-Ebene).

Die hier beschriebenen wertebasierenden Skaleneffekte sind der Planung vor allem im Hinblick auf den Arten- und Biotopschutz bekannt. Bedrohten Arten und Biotopen kann aufgrund ihrer Seltenheit, Gefährdung und der Verantwortung, die ein bestimmtes Gebiet für diese Arten und Biotope trägt, ein bestimmter (zumindest bis auf die europäische Ebene durch NATURA 2000) rechtsgültiger Schutzstatus verliehen werden. Die Ausdehnung einer Landnutzungsauswirkung wurde in dem DPSIR-Schema mit der räumlichen Planungsebene des idealerweise rechtsgültigen Schutzstatus einer betrachteten Art oder eines betrachteten Biotops gleichgesetzt. Für den Einsatz des hier entwickelten DPSIR-Schemas zur Identifizierung der geeigneten Steuerungsebene für wertebasierte Schadwirkungen, kann daher auf die Grundlagen rechtsgültiger Schutzbestimmungen zurückgegriffen werden.

Das Ausmaß prozessbasierter Effekte wird in der Umweltplanung z.B. anhand der ökologischen Risikoanalyse bewertet (FÜRST 2008). Mit den Ergebnissen solcher Analysen bestehen nutzbare Eingabewerte für das in dieser Arbeit angepasste DPSIR-Modell, um die von der räumlichen Ausdehnung einer Schadwirkung abhängige Steuerungsebene identifizieren zu können. Mit der Integration der kumulativen Effekte, lieferte die vorliegende Doktorarbeit einen neuen Beitrag. Die Relevanz der kumulativen Effekte in der Raum- und Umweltplanung wird seit vielen Jahren international diskutiert (HEGMANN et al. 1999, SONNTAG 1987, NOBLE 2010, NOBLE 2008, PARKER & COCKLIN 1993, PETERSON 1987). Trotz ihrer hohen Bedeutung für den Natur- und Umweltschutz, finden sie in der deutschen Umweltplanung bis heute jedoch kaum eine Berücksichtigung, vor allem nicht hinsichtlich landwirtschaftlicher Verursacherquellen.

Das derzeit einzige Instrument zur Verfolgung landnutzungsbasierter kumulativer Effekte, stellt die Strategische Umweltprüfung (SUP) dar. Diese gilt jedoch nur für SUP-pflichtige Pläne, Programme und Politiken. Negative Folgen landwirtschaftlicher Flächennutzung auf Arten und Klima lassen sich aber nur schwer einer bestimmten Politik zuordnen lassen und die Herstellung eindeutiger Zusammenhänge ist sehr komplex. Daher hat dieses Instrument für die Ermittlung der hier beschriebenen kumulativen Effekte aus der Landwirtschaft praktisch keine Relevanz. Darüber hinaus hat ein Zuwiderhandeln gegen Empfehlungen der SUP-Ergebnisse keine unmittelbaren Rechtsfolgen zur Konsequenz (FÜRST 2008).

Gemäß des im Deutschen Einigungsvertrags (Artikel 34, Absatz 1), sowie im Grundgesetz (GG, Artikel 20a) als Selbstverpflichtung des Gesetzgebers (Umweltbundesamt 2015) verankerten Vorsorgeprinzips, sollen

Gefahren vermieden werden, bevor sie überhaupt entstehen können. Eine vorausschauende Raumplanung sollte dieses Vorsorgeprinzip berücksichtigen, sei es zur Vermeidung unnötiger Nitratbelastungen des Grundwassers, massive Freisetzung von THG durch intensive landwirtschaftliche Moornutzung oder die Beschneidung von Lebensräumen und der Beeinträchtigung der Artenvielfalt. Regulative Instrumente zur vorsorglichen Vermeidung ökologischer Schadwirkungen, stehen den Fachplanungen und der Landschaftsplanung mit Ausnahme des Hochwasserschutzes (§ 5 Absatz 2, WHG) und des Immissionsschutzes (§ 5 Abs.1, Satz 1 Nr. 2, BImSchG) allerdings kaum zur Verfügung.

Aufgrund mangelnder regulativer Instrumente zur vorsorgenden Berücksichtigung kumulativer Effekte, fehlt dem hier entwickelten Ansatz bislang noch ein rechtlicher Bezugsrahmen für die Identifizierung von Steuerungsebenen auf Basis kumulativer Effekte. Die fehlende Berücksichtigung kumulativ verursachter Schadwirkungen aus der Landwirtschaft durch bestehende Instrumente der Umweltplanung ist zu kritisieren. Denn wie in der Literatur für unterschiedliche Güter von Natur (TILLMANN & VOIGT 2011, SCHEFTELOWITZ et al. 2014, GLEMNITZ et al. 2014) und Landschaft (MENGEL et al. 2010, WÖBSE 2002, SCHEFTELOWITZ et al. 2014) beschrieben, ruft gerade kumulatives Auftreten diverser landwirtschaftlicher Wirkfaktoren Schadwirkungen hervor. Hier besteht dringender Nachholbedarf, das Problem kumulativ verursachter Umweltfolgen juristisch handhabbar zu machen. Kumulative Effekte, wie sie in der Praxis die Regel sind, müssen dazu in planerischen und rechtlichen Regelwerken verankert werden, damit das Vorsorgeprinzip der Umweltpolitik umgesetzt werden kann. Ein möglicher Lösungsansatz könnte in der Bestimmung von Höchstgrenzen für Kulturarten und deren prozentualen Anteilen bestehen, wie sie derzeit im Zuge des Greenings vorgegeben werden (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT 2015). Die diesbezüglichen Vorgaben des Greenings sollten für einen effektiven Artenschutz allerdings verschärft werden (s.u.).

Die hier dargestellten Schemata bieten einen methodischen Ansatz, wie sich bislang nicht berücksichtigte kumulative Effekte mit möglicher grenzübergreifender Bedeutung für Natur und Landschaft in der Planung berücksichtigen lassen. Der bislang existierende, von der EU herausgegebene Leitfaden „Guidelines for the Assessment of Indirect and Cumulative Impacts as well as Impact Interactions“ (WALKER & JOHNSTON 1999) ist für diese Zwecke nicht ausreichend. Er verweist lediglich auf generell verwendbare Methoden wie Matrizen, Modelle, Befragungen, Beratung, Checklisten, Netzwerkanalysen, Expertenbefragungen etc. genannt (ebd.). Konkrete, auf Auswirkungen landwirtschaftlicher Nutzung übertragbare Ablaufschemata oder Vorschläge liefert er allerdings nicht.

Beeinträchtigen Nutzungseinflüsse des Biogaskulturenanbaus Prozesse oder ökologische Werte von höherer räumlicher oder zeitlicher Ausdehnung, sind Allgemeingüter betroffen, deren Schutz gemäß Subsidiaritätsprinzip durch höhere Entscheidungsträgerebenen gewährleistet werden muss (HÖFFE 1997). Weiche Instrumente – wie Kommunikation, Information und Beratung, Verhandlung etc. – werden für die hierzu erforderliche Steuerung sowohl von der System- als auch von der Akteurstheorie den harten regulativen (oder finanziellen) Steuerungsinstrumenten vorgezogen (MESSNER 1995, LANGE & BRAUN 2000, RAICH 2006). Mit Hilfe der zuvor genannten weichen Instrumente soll dabei die selbstorganisierte Maßnahmenumsetzung indirekt initiiert werden (LANGE & BRAUN 2000, HÖFFE 1997, RAICH 2006). Vorrangig hat daher eine Steuerung zur Selbststeuerung zu erfolgen (HÖFFE 1997). Ob, und in welchen Fällen die Landwirte zu einer solchen selbstorganisierten Anpassung ihres Biogaskulturenanbaus bereit sind, wurde in der vorliegenden Doktorarbeit untersucht. Die wesentlichen Erkenntnisse, die zur Beantwortung der Frage beitragen können, sind:

1. Landwirte wollen/können nur Schutzmaßnahmen ergreifen, wenn diese keine zusätzlichen Kosten für sie bedeuten.
2. Unabhängig von den Kosten werden hauptsächlich solche Maßnahmen umgesetzt, die mit einer hohen Öffentlichkeitswirksamkeit verbunden sind.
3. Unter der Voraussetzung einer hohen Öffentlichkeitswirksamkeit, sind einzelne Landwirte dazu bereit, auch geringe Deckungsbeitragsverluste für eine Maßnahmenumsetzung hinzunehmen.
4. Die Akzeptanz eines Verpächters für die Maßnahme ist entscheidend für die Umsetzungsbereitschaft des Pächters.
5. Landwirte, die gleichzeitig Jäger sind, führen Maßnahmen im Hinblick auf die Biotopanlage und -pflege z.T. bereits in Eigeninitiative oder in Kooperation mit dem Jagdverband durch, wenn dies der Wildhege dient.
6. Maßnahmen, die mit „lock-in“-Effekten verbunden sein könnten, werden häufiger abgelehnt.
7. Maßnahmen mit „Lock-in“- Effekten können Umgehungstatbestände befördern.
8. Die Bereitschaft, Maßnahmen freiwillig umzusetzen, erfordert ein intaktes Vertrauensverhältnis zum Kooperationspartner – Vertrauen ist eine bedeutende Grundvoraussetzung (Transparenz, keine lock-in-Effekte, Aufrichtigkeit etc.).
9. Die Übertragung von mehr Eigenverantwortung und Mitbestimmung an der Maßnahmengestaltung, Erprobung etc. kann die Maßnahmenbereitschaft positiv beeinflussen.

Die Frage nach den Kosten einer Maßnahme, wurde sowohl in den Befragungen als auch in der einschlägigen Literatur als wichtigster Aspekt betrachtet. Die hohe Rate der Hofaufgaben und -übernahmen (GURRATH 2011, AGRARHEUTE.COM 2014, MARGARIAN 2010), bestätigt dabei die finanzielle Krise mancher Betriebe. Welche Kapazitäten die Landwirte tatsächlich für die Maßnahmenumsetzung hatten, konnte im Rahmen dieser Arbeit nicht geklärt werden. Generelle Unterschiede scheinen jedoch in Abhängigkeit zur Betriebsgröße und des Produktionssektors zu stehen (MARGARIAN 2010).

Die Frage nach dem, was Landwirte ökonomisch selbst zum Naturschutz beitragen können/sollten ist nicht nur ein gesellschaftlicher Diskurs (HERBES et al. 2014, LINHART & DHUNGEL 2013), sondern auch unter Landwirten umstritten. So unterschieden sich die befragten Landwirte in ihrer Maßnahmenbereitschaft in Teilbereichen erheblich. Gegenargumente waren vor allem ökonomischer Art. Aber auch soziale Motive waren von Bedeutung. Das Bedürfnis der Vermeidung von Konflikten kann sich dabei abhängig von den involvierten sozialen Gruppen entweder vorteilhaft oder auch nachteilhaft auf die Maßnahmenbereitschaft auswirken. Bei befürchteten Konflikten mit Verpächtern, Feldnachbarn etc. wurden Maßnahmen eher abgelehnt. Befürchtete Konflikte mit der Bevölkerung beeinflussten die Maßnahmenbereitschaft in vielen Fällen positiv.

Befürchtete Konflikte mit der Bevölkerung können im Kontext mit der öffentlichen Debatte um die „Vermaischung“ der Landschaft gesehen werden (s.o.). Auch wenn viele Landwirte diese Kritik als ungerechtfertigt empfanden, veranlasste sie die Landwirte doch zu einer erhöhten Maßnahmenbereitschaft. Dies ließ sich aus der hohen Präferenz der Biogaskulturanbauer für Maßnahmen mit hoher Öffentlichkeitswirksamkeit erkennen. Darin unterscheiden sie sich von Landwirten aus dem Futter- und Nahrungsmittelpflanzenanbau,

für die das Image einer Maßnahme keine Bedeutung für die Maßnahmenentscheidung spielt (NIENS & MARGGRAF 2010).

Wie ein Landwirt in den Befragungen aussagte, wäre er bereit, rechtliche Vorgaben, z.B. hinsichtlich des Artenschutzes, umzusetzen, wenn diese für alle Landwirte gelten würden. Das Gerechtigkeitsempfinden und das Vertrauen in gerecht handelnde Institutionen ist grundlegend für die Kooperationsbereitschaft von Landwirten mit dem Naturschutz. Durch allgemeingültige Regelungen, wie z.B. eine verbindlich geregelte Mindestkulturartenanzahl mit daran gekoppelten prozentualen Mindest- und Höchstanteilen je Kultur in die gFP oder das Greening, könnte sowohl dem flächendeckenden Naturschutz als auch dem Gerechtigkeitsempfinden der Landwirte genüge getan werden. Dieses Potential wurde mit dem Greening erkannt und versucht, durch entsprechende Vorgaben umzusetzen. Die Vorgaben eines Höchstanteils der Hauptkulturart von 75 % bei drei Kulturen und maximal 95 % Anteil der Erst- und Zweitkultur (BEVERBORG & SCHOO 26.03.2015, BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT 2015), müssen jedoch im Hinblick auf den Artenschutz als ungenügend betrachtet werden. Ein vielfältiges Habitatangebot kann mittels solcher Fruchtartenanteile nicht gewährleistet werden. Auch Schmidt et al. (2014) schätzen die Wirkung des Greenings auf die Artenvielfalt als relativ gering ein. Hier besteht dringender Nachbesserungsbedarf.

Auch Dauergrünlandschutz ist seit Beginn des Jahres 2015 im Greening geregelt. Dass der obligatorische Schutz vor Grünlandumbruch in Feuchtgebieten und auf kohlenstoffreichen Böden mit der Übernahme in das Greening nur noch für FFH-Gebiete (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT 2015); sofern die 5 %-Grenze des erlaubten regionalen Grünlandumbruchs nicht erreicht ist) gilt, muss an dieser Stelle stark bemängelt werden. Der Schutz von Dauergrünland ist vor allem auch eine Klimaschutzmaßnahme, für die die artenschutzrechtliche Verwaltungsgrenze des FFH-Gebietes irrelevant ist. Hier zählen einzig und allein die Kohlenstoffvorräte, die nicht in zwingender Abhängigkeit zum FFH-Status stehen. Zum effektiven Schutz gerade der klimasensiblen Feuchtgebieten sollte diese Begrenzung auf bestimmte Schutzgebiete dringend aufgehoben und wieder flächendeckend eingeführt werden. Zwar ist der Schutz von Grünland auf Mooren auch im Bundesnaturschutzgesetz (§5 (2)5; §30 (2) 2) geregelt. Dies hat aber dennoch nicht dazu geführt, dass in der Vergangenheit gerade auf Moor- und Feuchtgebieten, massive Umwandlungen von Grünland zu Acker zu beklagen waren (NITSCH et al. 2010). Auch in Wasserschutzgebieten und im geringeren Umfang in Landschaftsschutzgebieten, Überschwemmungsgebieten, Naturparken und auf kartiertem Biotopgrünland kam es zu Umbrüchen (ebd.). Dies offenbart ein Vollzugsdefizit, dass es unbedingt zu beheben gilt, wenn weitere Grünlandverluste vermieden werden sollen. Denn auch das Greening bietet in seiner derzeitigen Fassung nicht ausreichend Schutz, sondern beinhaltet vielmehr diverse Schlupflöcher, die einen Umbruch von Dauergrünland ermöglichen (RÖDER et al. 2013). Die an das Greening gebundenen Direktzahlungen erhalten die Landwirte im Ausgleich für zu erbringende Umweltleistungen. Werden die zuvor erwähnten Schlupflöcher zum Grünlandumbruch nicht behoben, die in der Fruchtarten- diversifizierung des Greenings beschriebenen erlaubten Höchstanteile einer Fruchtart nicht reduziert etc. (für weitere Kritik, s. ebd.), wird der Grundgedanke des Greenings ad absurdum geführt. Hier sollte nachgebessert werden, damit die Regelung ihren ursprünglichen Zweck auch erfüllen kann.

Auch über eine mehrgliedrige Kulturartenanzahl und geregelte Mindest- und Höchstanteile, kann das Risiko von Kulturartenkonzentrationen, wie z.B. im direkten Umfeld der Biogasanlage, nicht gänzlich ausgeschlossen werden. Großes ökologisches Potential wird hier der freiwilligen Absprache bei der Kulturartenverteilung beigemessen. Hier bietet die Steuerung über den Biogasanlagenbetreiber Chancen, über bindende Verträge oder freiwillige Absprachen eine abwechslungsreich gestaltete Kulturartenverteilung in der Landschaft zu initiieren. In der Praxis finden solche Absprachen allerdings in der Regel zum gegenteiligen Zweck

statt: um Kulturarten zu bündeln, um Transportkosten einzusparen. Die Bereitschaft, auf diese Bündelung zu verzichten, scheint für die Landwirte dabei vor allem in Abhängigkeit zur bewirtschafteten Schlaggröße zu stehen. So scheinen Schwellen für Flächengrößen zu bestehen, ab denen eine Bündelung zwecks Einsparung von Logistikkosten keine großen Gewinnvorteile für die Landwirte erbringt. Dabei nehmen die Kosten der „Entbündelung“ von Kulturarten mit zunehmender Schlaggröße ab. Hinsichtlich der genauen Schwellen für die Formulierung einer solchen Maßnahme sowie weiterer Bedingungen oder möglicher Barrieren existiert noch Forschungsbedarf. Dennoch werden hier große Potentiale für eine bestenfalls kostengünstige und effektive Artenschutzmaßnahme gesehen. Auch könnte eine Möglichkeit darin bestehen, Absprachen zur Kulturartenverteilung als Auflage für Biogasanlagenbetreiber zu definieren. Diese Option, sowie diesbezüglich eventueller Differenzierungsbedarf, sollte geprüft werden.

Die Untersuchung der Bedeutung schlaggenauer kartografischer Informationen für die Maßnahmenentscheidung der Landwirte ergab unterschiedliche Reaktionen auf die Kosten- und Umweltinformationen. Daraus lässt sich ableiten, dass der Einsatz weicher Instrumente wie die Umweltberatung bei manchen Landwirten Wirkung entfalten kann. Das Thema „Klimaschutz in der Landwirtschaft“ schien bei den Landwirten allerdings auf wenig Akzeptanz zu stoßen. Die Relevanz, die Grünlandumbrüche auf den CO<sub>2</sub>-Ausstoß haben kann, wurde von einigen Landwirten angezweifelt. Generell schienen die Informationen zum CO<sub>2</sub>-Ausstoß im Falle des Grünlandumbruchs kein Motiv für den Grünlanderhalt. Auch wenn sich im Discrete Choice Experiment viele Landwirte zum Schutz ihrer virtuellen Grünlandflächen bereit erklärten, war diese Bereitschaft größtenteils ökonomisch motiviert.

Neben den Umweltinformationen stellt auch die Bereitstellung der Kosteninformation einen wichtigen Bestandteil der Umweltberatung dar. Die Darstellung der Kosten gewährleistet eine Transparenz, die erforderlich für die langfristige Akzeptanz von Naturschutzmaßnahmen ist. Stellen sich nach Umsetzung einer Maßnahme höhere Kosten heraus, als sie von dem Landwirt einkalkuliert waren, führt dies zu einer verringerten Maßnahmenakzeptanz und auch zu einem Vertrauensverlust in die institutionelle Verlässlichkeit. Eine solche Kostenvermittlung sollte dabei mehr als die reinen Materialkosten und Kosten zur Maßnahmenimplementierung beinhalten. Große Akzeptanzverluste haben Maßnahmen in der Praxis auch aufgrund ihres nach Abschluss der Förderung eintretenden Pflegeaufwandes erlitten. Wie ein Landwirt für die Anlage von Blühstreifen betonte, benötige er über die übliche Förderung hinausgehende Entschädigung für den höheren Aufwand der Unkrautbekämpfung in den folgenden Vegetationsperioden. Auch eventuelle Ertragsverluste an der Maßnahmenstelle des Vorjahres müssten entgolten werden. Hier besteht dringender Forschungsbedarf über die langfristigen Kosten von Naturschutzmaßnahmen. Monitoringprozesse, die neben ökologischen auch ökonomische Folgen dokumentieren, können hier einen wichtigen Beitrag liefern. So hängt der kurzfristige ökologische Maßnahmenenerfolg vor allem von der Art und Weise der Umsetzung ab. Langfristig können Erfolge im Naturschutz aber nur erzielt werden, wenn die Akzeptanz von Maßnahmen erhöht wird.

Ein Vertrauensverlust in den Naturschutz scheint in manchen Fällen dazu beizutragen, dass Landwirte sich selbst organisieren, um naturschutzfachliche Maßnahmen möglichst frei von Auflagen umzusetzen. Auch wenn dies paradoxer Weise zur Umsetzung des Subsidiaritätsprinzips beigetragen hat, ist es von besonderer Bedeutung für den Naturschutz, das verloren gegangene Vertrauen wiederherzustellen, damit Kooperationen und Koordinationen künftig möglich sind. Diese sind erforderlich trotz des Ziels, Landwirte zur eigeninitiierten Maßnahmenumsetzung zu ermutigen. Nur wenn Landwirte kooperieren, können Maßnahmen naturschutzfachlich begleitet werden, Maßnahmenenerfolge kontrolliert und die Maßnahmenumsetzung

durch die einzelnen Vertragspartner zu einem sinnvollen Gesamtkonzept auf der Landschaftsebene zusammengeführt werden. Vertrauen ist eine wichtige Voraussetzung für die Kooperationsbereitschaft (TYLER 2011, TYLER & BLADER 2000). Vertrauen die Landwirte den Vertragspartnern von Naturschutzmaßnahmen, werden zudem lock-in-Effekte, die mit Umweltleistungen verbunden sein können, eher in Kauf genommen (JONGENEEL et al. 2008). Eine realistische Kostenkalkulation und Transparenz auch hinsichtlich eines möglichen Langzeitaufwandes einer Maßnahme, werden hier daher als maßgeblich gesehen, das Vertrauen in den Naturschutz wieder zu befördern. Die Untersuchungen im Rahmen dieser Arbeit belegen den Vorteil für den Naturschutz. So führte die Vermittlung der Kosteninformation in mehr Fällen durch die Maßnahmenauswahl zu einem besseren Ergebnis für den Naturschutz, als zu einem schlechteren im Vergleich zur Erstausswahl.

Partizipation ist ein anerkannt wichtiges Instrument zur Akzeptanzförderung und wird bereits in unterschiedlichem Ausmaß im Naturschutz praktiziert (vgl. BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BFN)). Inwiefern die Potentiale der Partizipation bereits ausgeschöpft sind und weitere Beteiligungen die Handlungsfähigkeit der Behörden zu weit einschränken würde, bzw. welche rechtlichen Hindernisse hierfür bestehen, gehört im Einzelfall geklärt. Dennoch scheint es seitens der Landwirte nach wie vor ein Bedürfnis nach gesteigerter Beteiligung in Naturschutzplanungsprozessen zu geben. Dieses Bedürfnis sollte gehört werden. Es muss geprüft werden, ob sich die das Bedürfnis der Landwirte nach mehr Beteiligung, z.B. bei der Planung lokaler Biotopverbundachsen, erfüllen lässt. Auch könnte Landwirten ermöglicht werden, naturschutzfachliche Maßnahmen selbst (mit) zu entwickeln, erproben und umzusetzen. Beispielhaft praktiziert wird dies u.a. durch den Landwirtschaftlichen Naturverein Rheiderländer Marsch e.V. der Maßnahmen zum Schutz diverser bedrohter Vogelarten (Wiesenweihe, Rohrweihe etc.) unter wissenschaftlicher Begleitung erprobt und umgesetzt hat. Auch der Bund fördert derzeit ein Projekt, indem Landwirte andere Landwirte naturschutzfachlich beraten. Solche Projekte entsprechen dem Subsidiaritätsgedanken und werden im Rahmen der ELER-Verordnung ((EU) Nr. 1305/2013) gefördert. Diese hat sich mit Artikel 56 (ebd.) die Förderung von aus Landwirten, Wissenschaftlern, Beratern etc. zusammen gesetzten, selbstinitiierten operationalen Gruppen für die Erprobung nachhaltiger und produktiver landwirtschaftlicher Umsetzungsformen zum Ziel gesetzt. Ein Ansatz, der der Forderung der Landwirte nach eigenverantwortlicher, selbstbestimmter Maßnahmenumsetzung entgegenkommt, besteht auch mit der erfolgsorientierten Honorierung. Hier wird nur das Resultat einer Maßnahme gefördert, wie der Landwirt zu dem Maßnahmenenerfolg gelangt, bleibt ihm überlassen. Dies verleiht ihm den gewünschten Entscheidungsspielraum. Dass Landwirte den ergebnishonorierten Ansatz dem umsetzungshonorierten deutlich vorziehen, wird durch die Literatur bestätigt (NIENS & MARGGRAF 2010).

Auch wenn der Fokus der vorliegenden Doktorarbeit vor allem auf den Potentialen eines klima- und artenschutzfreundlichen Biogaskulturenanbaus lag, lassen sich die meisten Maßnahmenempfehlungen auch auf die Landwirtschaft im Allgemeinen beziehen. Das Problem des flächendeckenden Anbaus lässt sich weder auf eine bestimmte Kulturart, noch auf ihren Verwendungszweck oder eine bestimmte Anbauregion eingrenzen. Auch Winterweizen kommt gebietsweise flächendeckend vor. Das konnte in einigen der besuchten Gebieten der befragten Biogaskulturanbauer festgestellt werden. Auch statistisch wird dies belegt. So überwiegt die Winterweizenanbaufläche im Verwaltungsbereich der ehemaligen Landwirtschaftskammer Hannover in der Prognose für 2015 mit 354.500 ha die Silomaisanbaufläche von 299.700 ha (LANDESAMT FÜR STATISTIK NIEDERSACHSEN 22.07.2015). Und ein großer Anteil der „Vermaisung“ der Landschaft, wird durch den Maisanbau zum Zwecke der Futtermittelproduktion für die Veredelung und Viehhaltung verursacht (3N KOMPETENZZENTRUM NIEDERSACHSEN NETZWERK NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E.V. 2014a). Großräumige

strukturelle Veränderungen in der Landschaft durch zunehmenden Verlust von Dauergrünland, Stilllegungsflächen, Gehölzstrukturen, Feldrainen etc. sind eine Folge zahlreicher kumulativ wirkender Faktoren (s.o.). Der Biogaskulturenanbau hat durch eine Verschärfung der Flächennutzungskonkurrenz in Teilen Niedersachsens und Deutschlands dennoch maßgeblich daran mitgewirkt. Dass die Auswirkungen dieser Flächennutzungskonkurrenzen sowohl in Schutzgebieten (s.o.; vgl. NITSCH et al. 2010) aber auch in der ungeschützten Agrarlandschaft verheerend für den Artenschutz (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BFN) 2015a) und Klimaschutz sind, ist dokumentiert. Ökologisch höherwertige Anbauweisen und naturschutzfachliche Maßnahmen können hier entscheidend dazu beitragen, den Arten einen Teil ihrer Lebensräume zurück zu geben. Je nach erforderlicher Extensität, Maßnahmenart und Maßnahmenfläche kann dies jedoch einen höheren Flächenbedarf pro Produktionseinheit bedeuten (Meyer & Priefer 2012).

Auch muss der Schutz der Naturgüter in Schutzgebieten sowie für gesetzlich geschützte Biotope (§30 BNatSchG; §24 NAGBNatSchG) und Landschaftselemente (§22 BNatSchG, NAGBNatSchG) gewährleistet und nach erfolgten Zuwiderhandlungen wiederhergestellt werden (NLWKN 2010). Auch diese Fläche darf nicht einem erhöhten Flächendruck preisgegeben werden. Der Bedarf nach einer Verminderung des Flächendrucks ist gegeben. Die Chancen auf eigeninitiierte Klima- und Naturschutzmaßnahmen der Landwirte gemäß Subsidiaritätsprinzip scheinen anderenfalls begrenzt. Die oben beschriebenen, weichen Instrumente können die Maßnahmenakzeptanz der Landwirte befördern. Die Mindestvoraussetzung für eine Maßnahmenumsetzung scheint für viele Landwirte ein Deckungsbeitragsausgleich im Vergleich zur üblichen Eintragsquelle darzustellen. Steigende Pachtpreise, an denen der Biogaskulturanbau eine Mitverantwortung trägt (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ 2015, EMMANN & THEUVSEN 2012, HABERMANN & BREUSTEDT 2011) führen jedoch zu hohen Opportunitätskosten bei der Umsetzung naturschutzfachlicher Maßnahmen. Unter der Prämisse eines ausgeglichenen Deckungsbeitrages steigen damit die Preise für Naturschutzmaßnahmen in diesen Gebieten enorm. Die Frage, der sich der Gesetzgeber stellen muss, ist, ob er den fortwährenden Druck auf die Naturgüter aufgrund steigender Flächennutzungskonkurrenz durch immer weitere Mittelaufstockungen der Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen (AUKM) auffangen kann? Und selbst wenn entsprechende Gelder zur Verfügung stünden: Würden die Maßnahmen umgesetzt, die der Naturschutz braucht? Wie werden erforderliche Maßnahmen umgesetzt, die mangels Öffentlichkeitswirksamkeit nicht durch die Biogaskulturanbauer abgerufen werden?

Aufgrund der Ziele der Bundesregierung bezüglich des Ausbaus der Bioenergie ist davon auszugehen, dass der Druck auf die Naturgüter auch weiterhin ansteigen wird (vgl. LUCK & SCHÜMANN 2010). Es bestehen nur begrenzte Potentiale zur Steigerung der freiwilligen Maßnahmenumsetzung. Die untersten Entscheidungsträgerebenen haben nur bedingt Kapazitäten zur vollständigen Kompensation von Fehlentwicklungen im Flächenmanagement, die durch politische Fehlanreize und marktwirtschaftliche Entwicklungen höherer Planungsebenen entstanden sind. Es bedarf daher auch einer Korrektur vergangener Fehlsteuerungen durch die politischen Entscheidungsträger. Wo dabei angesetzt werden sollte, bleibt zu klären. Der Biogaskulturanbau ist eine Landnutzung neben vielen anderen, die zu dem erhöhten Flächendruck beitragen. Wie soll entschieden werden, zu wessen Lasten durch entsprechende Mittelkürzungen oder Regulierungen eine Entlastung der Flächenbeanspruchung zu erfolgen hat? Hierzu muss wohl die Frage gestellt werden, worauf wir am ehesten verzichten können? Was tragen die derzeitigen Nutzungen zu unserem Wohl und dem unserer Umwelt bei? Dies ist eine legitime und angesichts der verheerenden Auswirkungen des zu hohen Nutzungsdrucks auf unsere Allgegenstände auch eine erforderliche Frage, die sich auch die Bioenergie- bzw. die Biogasproduktion gefallen lassen muss.

Welchen Beitrag leistet nun also die Biogasproduktion zum Energiebeitrag und wie essentiell er? Eine ausführliche Antwort auf diese Frage geben Isermeyer et al. (2012) in ihrer „Bewertung der Leopoldina-Studie 2012 zur Bioenergie“. Insgesamt wird der tatsächliche und mögliche Anteil der Biogasproduktion an der Energieversorgung dabei als relativ gering eingeschätzt. Dies bestätigen auch LUCK & SCHÜMANN (2010). Andere regenerative Energien, wie Wind oder Solar, seien auf lange Sicht kostengünstiger und effizienter (ISERMEYER et al. 2012). Darüber hinaus gibt es viele Energie-Einsparmöglichkeiten, die anstelle der Biogasproduktion finanziell (stärker) gefördert werden könnten, wie z.B. die Wärmedämmung. Auch über Moorwiedervernässungen können THG reduziert werden (ibid.). Darüber ließen sich sogar Synergien mit dem Artenschutz bewirken. Zusätzliche ökonomische Effekte könnte bei Bedarf der Anbau von Paludi-Kulturen auf Teilflächen haben (RÖDER et al. 2013, LÜNENBÜRGER et al. 2013). Allerdings sollte eine naturnahe Wiedervernässung angesichts der hohen Artenschutzrelevanz von Feuchtgebieten absoluten Vorrang haben.

Der Vorteil der Speicherfähigkeit der Bioenergie kann auf kurze Sicht Gültigkeit besitzen, langfristig ist jedoch zu erwarten, dass neue Speichertechnologien oder grenzüberschreitende Stromnetze diese Herausforderung auffangen werden (ibid.). Doch selbst wenn man auf der Bioenergie beharren möchte, gibt es effizientere Alternativen zur Biogasproduktion aus Silomais. So weist zum Beispiel Agrarholz eine wesentlich bessere Klimabilanz auf (ibid.).

Die Folgen der Flächenkonkurrenz verbleiben auf einem globalen Agrarmarkt nicht im Inland. Sowohl die Bilanz für den THG-Ausstoß als auch für die Artenvielfalt muss daher global gesehen werden. Um die Arten und das Klima zu entlasten, sollten daher die effektivsten Einspar- und Ersatzenergien mit dem geringsten Flächenverbrauch gewählt werden. Die Politik kann im Hinblick auf die Biogasproduktion einen Beitrag dazu leisten, eine Umrüstung bestehender Anlagen auf die Nutzung von Bioabfällen (Anreize dazu wurden mit dem EEG 2012 gegeben) oder reiner Gülleenutzung zu fördern und eine weitere Ausdehnung der inländischen Bioenergieerzeugung zu begrenzen (ISERMEYER et al. 2012). Bis diese Empfehlungen umgesetzt sind, sollten die in dieser Arbeit beschriebenen Erkenntnisse dazu genutzt werden, den Biogaskulturenanbau durch entsprechende Maßnahmen arten- und klimafreundlicher zu gestalten. Diese Arbeit liefert Erkenntnisse zu den notwendigen Voraussetzungen und zu den Erfolgsaussichten – auch in Abhängigkeit von Skaleneffekten auf eine möglichst selbstorganisierte Maßnahmenumsetzung gemäß Subsidiaritätsprinzip.

## LITERATUR

- 3N KOMPETENZZENTRUM NIEDERSACHSEN NETZWERK NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E.V. (2014a): Biogas in Niedersachsen – Inventur 2014, 28 S., Download unter [http://www.3-n.info/download.php?file=pdf\\_files/InfomaterialDownloadsBiogas/biogasinventur\\_niedersachsen\\_2014.pdf](http://www.3-n.info/download.php?file=pdf_files/InfomaterialDownloadsBiogas/biogasinventur_niedersachsen_2014.pdf). (22.06.2015).
- 3N KOMPETENZZENTRUM NIEDERSACHSEN NETZWERK NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E.V. (2014b): Stabile Basis für mehr Leistung – Biogasinventur. Land & Forst 50, 43–45.
- AGENTUR FÜR ERNEUERBARE ENERGIEN (ohne Jahr): Bundesländer in der Übersicht - Bioenergie – Anteil der Fläche für den Anbau von Mais an landwirtschaftlich genutzten Flächen (2011, in %), Download unter [http://www.foederal-erneuerbar.de/uebersicht/bundeslaender/BW|BY|B|BB|HB|HH|HE|MV|NI|NRW|RLP|SL|SN|ST|SH|TH|D/kategorie/bioenergie/auswahl/606-anteil\\_der\\_flaeche\\_f/#goto\\_606](http://www.foederal-erneuerbar.de/uebersicht/bundeslaender/BW|BY|B|BB|HB|HH|HE|MV|NI|NRW|RLP|SL|SN|ST|SH|TH|D/kategorie/bioenergie/auswahl/606-anteil_der_flaeche_f/#goto_606). (18.06.2015).
- AGENTUR FÜR ERNEUERBARE ENERGIEN (2011): Bundesländer in der Übersicht - Bioenergie – Anteil der Fläche für den Anbau von Mais für Biogasanlagen an landwirtschaftlich genutzten Flächen (2011, in %), Download unter [http://www.foederal-erneuerbar.de/uebersicht/bundeslaender/BW|BY|B|BB|HB|HH|HE|MV|NI|NRW|RLP|SL|SN|ST|SH|TH|D/kategorie/bioenergie/auswahl/608-anteil\\_der\\_flaeche\\_f/#goto\\_608](http://www.foederal-erneuerbar.de/uebersicht/bundeslaender/BW|BY|B|BB|HB|HH|HE|MV|NI|NRW|RLP|SL|SN|ST|SH|TH|D/kategorie/bioenergie/auswahl/608-anteil_der_flaeche_f/#goto_608). (18.06.2015).
- AGRARHEUTE.COM (2014): Pachtpreise – Landwirte müssen tief in die Tasche greifen. AGRARHEUTE.COM, HRSG., DOWNLOAD UNTER <http://www.agrarheute.com/pachtpreise-klettern-in-niedersachsen-und-rheinland-pfalz>. (08.08.2015).
- ANDERSON, G., FERGUSSON, M. (2006): Energy from biomass in the UK: sources, processes and biodiversity implications. *Ibis* 148, 180–183.
- AURBACHER, J., BENKE, M., FORMOWITZ, B., GLAUERT, T., HEIERMANN, M., HERRMANN, C., IDLER, C., KORNTATZ, P., NEHRING, A., RIECKMANN, G., REUS, D., VETTER, A., VOLLRATH, B., WILKEN, F., WILLMS, M. (2012): Energiepflanzen für Biogasanlagen. FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE (FNR) E.V., HRSG., DOWNLOAD UNTER [http://mediathek.fnr.de/media/downloadable/files/samples/b/r/brosch.energiepflanzen-niedersachsen-webpdf\\_1.pdf](http://mediathek.fnr.de/media/downloadable/files/samples/b/r/brosch.energiepflanzen-niedersachsen-webpdf_1.pdf). (15.07.2015).
- BAKKER, J., BERENDSE, F. (1999): Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in Ecology and Evolution* 14, 2, 63–68.
- BASTIAN, O., SCHREIBER, K.-F. (1999): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft, Spektrum Akad. Verl., Heidelberg.
- BAUER, H.-G., BERTHOLD, P., BOYE, P., KNIEF, W., SÜDBECK, P., WITT, K. (2002): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. *Berichte zum Vogelschutz* 39, 13–60.
- BAUMGÄRTEL, G., OLFS, H.-W.: Nitratauswaschung – Ursachen und Maßnahmen zur Minderung.
- BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR WALD UND FORSTWIRTSCHAFT (LWF): Sortenvergleich Winterroggen und Wintertriticale zur GPS-Nutzung, Download unter <http://www.lfl.bayern.de/ipz/biogas/081517/>. (19.07.2015).
- BEVERBORG, R., SCHOO, F.-J. (26.03.2015): Agrarreform ab 2015 – Anbauplanung zum Herbst 2014 vorbereiten!, Download unter <http://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/betriebumwelt/nav/360/article/24601.html>. (25.11.2015).
- BEYER, C., LIEBERSBACH, H., HOEPER, H. (2015): Multiyear greenhouse gas flux measurements on a temperate fen soil used for cropland or grassland. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 178, 1, 99–111.
- BIEDERMANN, I. (1987): Recognition-by-Components – A Theory of Human Image Understanding. *Psychological Review* 94, 2, 115–147.
- BIERHALS, E., DRACHENFELS, O. von, RASPER, M. (2004): Wertstufen und Regenerationsfähigkeit der Biotoptypen in Niedersachsen. *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 24, 4, 231–240.

- BIOSPHERENRESERVATSVERWALTUNG NIEDERSÄCHSISCHE ELBTALAUE (2009): Biosphärenreservatsplan mit integriertem Umweltbericht - Biosphärenreservat „Niedersächsische Elbtalau“, Hitzacker.
- BLUME, H.-P., BRÜMMER, G., HORN, R., KANDELER, E., KÖGEL-KNABNER, I., KRETZSCHMAR, R., STAHR, K., THIELEBRUHN, S., WELP, G., WILKE, B.-M., SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P. (2010): Lehrbuch der Bodenkunde, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg. 16. Aufl.
- BOCKSTALLER, C., GAILLARD, G., BAUMGARTNER, D., FREIERMUTH KNUCHEL, R., REINSCH, M., BRAUNER, R., UNTERSEHER, E. (2006): Betriebliches Umweltmanagement in der Landwirtschaft – Vergleich der Methoden INDIGO, KUL/USL, REPRO und SALCA.
- BOCKSTALLER, C., RABOLIN, C.: INDIGO – version 2.0, Colmar, Download unter <http://www.plage-evaluation.fr/webplage/images/stories/pdf/ficheindigo.pdf>. (17.09.2015).
- BOESS, J. (2007): Nutzung geophysikalischer Verfahren zur Verbesserung hoch auflösender Bodenkarten für die teilflächenspezifische Bewirtschaftung. Zeitschrift der Deutschen Gesellschaft für Geowissenschaften 158, 1, 165–176.
- BÖHME, H., TILLMANN, J., RONNENBERG, K. (2013): Wildbiologische Begleituntersuchungen bei artenreichen Energiepflanzen – Ansaaten mit Energiepflanzen, 122 S., Download unter [http://www.lwg.bayern.de/mam/cmso6/landespflege/dateien/eb\\_2014\\_wildpflanzen\\_wildbiologie\\_in.pdf](http://www.lwg.bayern.de/mam/cmso6/landespflege/dateien/eb_2014_wildpflanzen_wildbiologie_in.pdf). (16.06.2015).
- BOURDIN, F., SAKRABANI, R., KIBBLEWHITE, M., LANIGAN, G. (2014): Effect of slurry dry matter content, application technique and timing on emissions of ammonia and greenhouse gas from cattle slurry applied to grassland soils in Ireland. Agriculture Ecosystems & Environment 188, 122–133.
- BRANDT, K., GLEMNITZ, M. (2014): Assessing the regional impacts of increased energy maize cultivation on farmland birds. Environmental Monitoring and Assessment 186, 2, 679–697.
- BUHR, N., KANNING, H., RODE, M. (2010): Raumanalyse II – Auswirkungen auf andere Raumnutzungen. In: RODE, M. W., KANNING, H., Hrsg., Natur- und raumverträglicher Ausbau energetischer Biomassepfade, Ibi-dem-Verlag, Stuttgart, 91–156.
- Bundesamt für Naturschutz (BfN): Bürgerpartizipation und Naturschutz. Natur und Landschaft 6/2014, Verlag W. Kohlhammer.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BFN) (2014): Grünland-Report – Alles im Grünen Bereich?
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BFN) (2015a): Artenschutz-Report 2015 – Tiere und Pflanzen in Deutschland, Bonn, 63 S., Download unter [https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/presse/2015/Dokumente/Artenschutzreport\\_Download.pdf](https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/presse/2015/Dokumente/Artenschutzreport_Download.pdf). (25.05.2015).
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BFN) (2015b): Neues Verbundvorhaben fördert die Kooperation zwischen Landwirtschaft und Naturschutz. BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BFN), HRSG., DOWNLOAD UNTER [https://www.bfn.de/0401\\_2015.html?&cHash=9d3dbe80dde6ec919832663e920cbo48&tx\\_ttnews\[tt\\_news\]=5472](https://www.bfn.de/0401_2015.html?&cHash=9d3dbe80dde6ec919832663e920cbo48&tx_ttnews[tt_news]=5472). (11.06.2015).
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (BMEL) (2015): Umsetzung der EU-Agrarreform in Deutschland. BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (BMEL), Hrsg., 122 S., Download unter <http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Broschueren/UmsetzungGAPinD.pdf>. (25.11.2015).
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (BMELV) (2015): Agrarpolitischer Bericht der Bundesregierung 2015.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT (BMEL) (2015): Umsetzung der EU-Agrarreform in Deutschland. BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT (BMEL), Hrsg., Berlin, 122 S., Download unter <http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Broschueren/UmsetzungGAPinD.pdf>.

- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2007): Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt. BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, HRSG., DOWNLOAD UNTER <http://www.cbd.int/doc/world/de/de-nbsap-01-de.pdf>.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU) (2014): Aktionsprogramm Klimaschutz 2020.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU), BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (BMELV) (2012): Biomasseverordnung vom 21. Juni 2001 (BGBl. I S. 1234), die zuletzt durch Artikel 5 Absatz 10 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212) geändert worden ist – Biomasseverordnung.
- BUNDESREGIERUNG (2007): Eckpunkte für ein integriertes Energie- und Klimaprogramm.
- BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (2009): Raumordnungsgesetz – ROG.
- BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND, DEUTSCHE DEMOKRATISCHE REPUBLIK (31.08.1990): Einigungsvertrag vom 31. August 1990 (BGBl. 1990 II S. 889).
- BUNDESTAG: Bundesnaturschutzgesetz – BNatSchG.
- BUNDESTAG: Erneuerbare-Energien-Gesetz vom 21. Juli 2014 (BGBl. I S. 1066), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 29. Juni 2015 (BGBl. I S. 1010) geändert worden ist – EEG.
- BUNDESTAG (2012): Erneuerbare-Energien-Gesetz vom 25. Oktober 2008 (BGBl. I S. 2074), das durch Artikel 1 des Gesetzes vom 17. August 2012 (BGBl. I S. 1754) geändert worden ist – EEG.
- BÜRGERINITIATIVE FÜR OSTRHAUDERFEHN (2009): Biogasanlagen, Download unter <http://bi-für-ostrhauderfehn.de/g.html>. (18.06.2015).
- BYRNE, K., KIELY, G., LEAHY, P. (2007): Carbon sequestration determined using farm scale carbon balance and eddy covariance. *Agriculture Ecosystems & Environment* 121, 4, 357–364.
- BYRNE, K. A., CHOJNICKI, B., CHRISTENSEN, T., DRÖSLER, M., FREIBAUER, A., FRIBORG, T., FROLKING, S., LINDROTH, A., MAILHAMMER, J., MALMER, N., SELIN, P., TURUNEN, J., VALENTINI, R., ZETTERBERG, L. (2004): EU Peatlands – Current Carbon Stocks and Trace Gas Fluxes. CHRISTENSEN, T., FRIBORG, T., Hrsg., 58 S., Download unter [www.carboeurope.org](http://www.carboeurope.org). (10.08.2009).
- CALANCA, P., VUICHARD, N., CAMPBELL, C., VIOVY, N., COZIC, A., FUHRER, J., SOUSSANA, J. (2007): Simulating the fluxes of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O in European grasslands with the Pasture Simulation Model (PaSim). *Agriculture Ecosystems & Environment* 121.
- CARIUS, W., FRÄMBS, H., HELLBERND, L., STAHL, R., HELLBERG, F. (2008): BUND-Projekt Grünlandmanagement und Biogaserzeugung am Beispiel „Mittleres Delmetal“.
- CASH, D., ADGER, V., BERKES, F., GARDEN, P., LEBEL, L., OLSSON, P. (2006): Scale and Cross-Scale Dynamics – Governance and Information in a Multilevel World. *Ecology and Society* 11, 2.
- CHRISTEN, O., DEUMELANDT, P., ERDLE, P., PACKEISER, M., REINICKE, F., DANIELS-SPANGENBERG, H. von (2013): Nachhaltiger Ackerbau – Effizienz steigern, Image pflegen, Ressourcen schonen. DLG-Merkblatt 369.
- CLM: Climate yardstick. CLM, HRSG., DOWNLOAD UNTER <http://klimaatlat.nl/>. (21.09.2015).
- CLM: GAIA biodiversity yardstick. CLM, HRSG., DOWNLOAD UNTER <http://gaia-biodiversity-yardstick.eu/>. (21.09.2015).
- COLOMB, V., TOUCHEMOULIN, O., BOCKEL, L., CHOTTE, J.-L., MARTIN, S., TINLOT, M., BERNOUX, M. (2013): Selection of appropriate calculators for landscape-scale greenhouse gas assessment for agriculture and forestry. *Environ. Res. Lett.* 8, 1.
- CONANT, R., PAUSTIAN, K., ELLIOTT, E. (2001): Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon, *Ecological Society of America* 2001.
- COOPER, L., SHEATE, W. (2004): Integrating cumulative effects assessment into UK strategic planning: implications of the European Union SEA Directive. *Impact Assmt. and Proj. App* 22, 1, 5–16.

- COUNTRY LAND & BUSINESS ASSOCIATION (CLA), SAVILLS, NATURAL ENGLAND: CALM Calculator – Step 3 - Get you data together. COUNTRY LAND & BUSINESS ASSOCIATION (CLA), Hrsg., Download unter <http://www.calm.cla.org.uk/index.php?section=help>. (20.09.2015).
- COUWENBERG, J.: Greenhouse gas emissions from managed peat soils: is the IPCC reporting guidance realistic? *Mires and Peat* 8, Article 2, 1–10.
- COUWENBERG, J., AUGUSTIN, J., MICHAELIS, D., WICHTMANN, W., JOOSTEN, H. (2008): Entwicklung von Grundsätzen für eine Bewertung von Niedermooren hinsichtlich ihrer Klimarelevanz – Endbericht, 33 S., Download unter <http://duene-greifswald.de/doc/gest.pdf>. (01.06.2015).
- COUWENBERG, J., THIELE, A., TANNEBERGER, F., AUGUSTIN, J., BÄRISCH, S., DUBOVİK, D., LIASHCHYNSKAYA, N., MICHAELIS, D., MINKE, M., SKURATOVICH, A., JOOSTEN, H. (2011): Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. *Hydrobiologia* 674, 1, 67–89.
- Dämmgen, U.: Calculations of Emissions from German Agriculture - National Emission Inventory Report (NIR) 2007 for 2005 Introduction, Methods and Data (GAS-EM) – Berechnungen der Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft - Nationaler Emissionsbericht (NIR) 2007 für 2005 Einführung, Methoden und Daten (GAS-EM). *Landbauforschung Völkenrode Sonderheft* 304.
- DÄMMGEN, U. (2008): Das Modell GAS-EM zur Berechnung landwirtschaftlicher Emissionen im ökologischen Landbau. In: KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT E.V. (KTBL), Hrsg., Klimawandel und Ökolandbau. Situation, Anpassungsstrategien und Forschungsbedarf, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, Darmstadt, 23–34.
- DECHOW, R., FREIBAUER, A. (2011): Assessment of German nitrous oxide emissions using empirical modelling approaches. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 91, 3, 235–254.
- DEL GADO, I., SIX, J., PERESSOTTI, A., COTRUFO, F. (2003): Assessing the impact of land-use change on soil C sequestration in agricultural soils by means of organic matter fractionation and stable C isotopes. *Global Change Biology* 9, 1204–1213.
- Demuth, Bernd; Heiland, Staefan; Wiersbinski, Norbert; Hildebrandt, Claudia (2014): *Energielandschaften*. BfN-Skripten 364, Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- DENNIS, A., CARTE, T. (1998): Using Geographical Information Systems for Decision Making – Extending Cognitive Fit Theory to Map-Based Presentations. *Information Systems Research* 9, 2, 194–203.
- DER LANDWIRTSCHAFTLICHE NATURVEREIN (LNV) RHEIDERLÄNDER MARSCH E.V.: Der Verein & seine Ziele, Download unter <http://www.lnv-ev.de/verein.html>. (13.03.2014).
- DER RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (1985): Richtlinie des Rates vom 27. Juni 1985 über die Umweltverträglichkeitsprüfung bei bestimmten öffentlichen und privaten Projekten (85/337/EWG) – 85/337/EWG, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften.
- DEUTSCHER BUNDESTAG (27. Februar 2007): Düngeverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 27. Februar 2007 (BGBl. I S. 221), die zuletzt durch Artikel 5 Absatz 36 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212) geändert worden ist – DüV.
- DEUTSCHER BUNDESTAG (24. Februar 2010): Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung in der Fassung der Bekanntmachung vom 24. Februar 2010 (BGBl. I S. 94), das durch Artikel 93 der Verordnung vom 31. August 2015 (BGBl. I S. 1474) geändert worden ist – UVPG.
- DEUTSCHER BUNDESTAG (2012): Erneuerbare-Energien-Gesetz vom 25. Oktober 2008 (BGBl. I S. 2074), das durch Artikel 1 des Gesetzes vom 17. August 2012 (BGBl. I S. 1754) geändert worden ist – EEG 2012.
- DEUTSCHER BUNDESTAG, DEUTSCHER BUNDESRAT (15.03.1974): Bundes-Immissionsschutzgesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Mai 2013 (BGBl. I S. 1274), das zuletzt durch Artikel 76 der Verordnung vom 31. August 2015 (BGBl. I S. 1474) geändert worden ist – BImSchG.

- DEUTSCHER BUNDESTAG, DEUTSCHER BUNDES RAT (1. 4.2000): Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz - EEG) sowie zur Änderung des Energiewirtschaftsgesetzes und des Mineralölsteuergesetzes – EEG 2000.
- DEUTSCHER BUNDESTAG, DEUTSCHER BUNDES RAT (1.3.2010): Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), das zuletzt durch Artikel 320 der Verordnung vom 31. August 2015 (BGBl. I S. 1474) geändert worden ist – WHG.
- DRESSLER, D., LOEWEN, A., NELLES, M. (2012): Life cycle assessment of the supply and use of bioenergy: impact of regional factors on biogas production – The International Journal of Life Cycle Assessment. Int J Life Cycle Assess 17, 9, 1104–1115.
- 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. (2013): Klimaschutz durch Moorschutz – Schlussbericht des Vorhabens „Klimaschutz - Moornutzungsstrategien“ 2006-2010.
- 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 aus dem BMBF-Verbundprojekt „Klimaschutz - Moornutzungsstrategien“ 2006-2010, vTI, Braunschweig, Berlin, Freising, Jena, Münchenberg, Wien.
- DZIEWIATY, K., BERNARDY, P. (2007): Auswirkungen zunehmender Biomassenutzung (EEG) auf die Artenvielfalt - Erarbeitung von Handlungsempfehlungen für den Schutz der Vögel der Agrarlandschaft. BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, HRSG., 128 S., Download unter [http://www.erneuerbare-energien.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/endbericht\\_biomasse\\_vogelschutz.pdf](http://www.erneuerbare-energien.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/endbericht_biomasse_vogelschutz.pdf).
- ELSEN, T., DANIEL, G. (2000): Naturschutz praktisch – Ein Handbuch für den ökologischen Landbau, Bioland-Verl., Mainz.
- EMMANN, C., THEUVSEN, L. (2012): Einfluss der Biogasproduktion auf den regionalen Pachtmarkt. Berichte über die Landwirtschaft - Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft 90, 1, 84–112.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION: VERORDNUNG (EG) Nr. 1120/2009 DER KOMMISSION vom 29. Oktober 2009 mit Durchführungsbestimmungen zur Betriebsprämienregelung gemäß Titel III der Verordnung (EG) Nr. 73/2009 des Rates mit gemeinsamen Regeln für Direktzahlungen im Rahmen der gemeinsamen Agrarpolitik und mit bestimmten Stützungsregelungen für Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe – VO (EG) 1120/2009.
- EUROPÄISCHES PARLAMENT (2015): The principle of subsidiarity – Article 5(3) of the Treaty on European Union (TEU) and Protocol (No 2) on the application of the principles of subsidiarity and proportionality, Download unter [http://www.europarl.europa.eu/ftu/pdf/en/FTU\\_1.2.2.pdf](http://www.europarl.europa.eu/ftu/pdf/en/FTU_1.2.2.pdf). (14.10.2015).
- EUROPÄISCHES PARLAMENT, EUROPARAT: Richtlinie 92/43/EWG Des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen – 92/43/EWG.
- EUROPÄISCHES PARLAMENT, RAT DER EUROPÄISCHEN UNION (2013): VERORDNUNG (EU) Nr. 1305/2013 vom 17. Dezember 2013 über die Förderung der ländlichen Entwicklung durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER) und zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 1698/2005 – (EU) Nr. 1305/2013.
- EUROPEAN COMMISSION: Commission Regulation (EC) No 1120/2009 of 29 October 2009 laying down detailed rules for the implementation of the single payment scheme provided for in Title III of Council Regulation

- (EC) No 73/2009 establishing common rules for direct support schemes for farmers under the common agricultural policy and establishing certain support schemes for farmers – (EG) 1120/2009.
- EUROPEAN COMMUNITY (EC): Commission Regulation (EC) No 796/2004 of 21 April 2004 laying down detailed rules for the implementation of cross-compliance, modulation and the integrated administration and control system provided for in Council Regulation (EC) No 1782/2003 establishing common rules for direct support schemes under the common agricultural policy and establishing certain support schemes for farmers – (EG) 796/2004.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA) (2007): The DPSIR framework used by the EEA, Download unter [http://root-devel.ew.eea.europa.eu/ia2dec/knowledge\\_base/Frameworks/doc101182](http://root-devel.ew.eea.europa.eu/ia2dec/knowledge_base/Frameworks/doc101182). (05.05.2011).
- FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE (FNR) E.V.: Anbausysteme. FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE (FNR) E.V., HRSG., DOWNLOAD UNTER <http://energiepflanzen.fnr.de/anbausysteme/anbausysteme/>. (08.07.2015).
- FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE (FNR) E.V.: Energiepflanzen – Einleitung. FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE (FNR) E.V., HRSG., DOWNLOAD UNTER <http://energiepflanzen.fnr.de/energiepflanzen/>. (08.07.2015).
- Fachagentur nachwachsende Rohstoffe (FNR) e.V. (2010): Standortangepasste Anbausysteme für Energiepflanzen – Ergebnisse des Verbundprojektes „Entwicklung und Vergleich von optimierten Anbausystemen für die landwirtschaftliche Produktion von Energiepflanzen unter den verschiedenen Standortbedingungen Deutschlands, EVA I“, FNR, Gülzow.
- FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE (FNR) E.V. (2014): Entwicklung der Maisanbaufläche in Deutschland. FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE (FNR) E.V., HRSG., DOWNLOAD UNTER [http://www.fnr.de/fileadmin/fnr/images/daten-und-fakten/2014/Abb\\_108\\_2014\\_Maisanbau\\_tabellarisch.zip](http://www.fnr.de/fileadmin/fnr/images/daten-und-fakten/2014/Abb_108_2014_Maisanbau_tabellarisch.zip). (18.06.2015).
- FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE (FNR) E.V. (2015): Massebezogener Substrateinsatz nachwachsender Rohstoffe in Biogasanlagen, Download unter <https://mediathek.fnr.de/grafiken/daten-und-fakten/bioenergie/biogas/massebezogener-substrateinsatz-nachwachsender-rohstoffe-in-biogasanlagen.html>.
- FALCONER, K. (2000): Farm-level constraints on agri-environmental scheme participation: a transactional perspective. *Journal of Rural Studies* 16, 3, 379–394.
- FALK, A. (2001): Homo Oeconomicus Versus Homo Reciprocans – Ansätze für ein Neues Wirtschaftspolitisches Leitbild? Zürich, Download unter <http://e-collection.library.ethz.ch/eserv/eth:25582/eth-25582-01.pdf>.
- FEHMARN 24 HEILIGENHAFEN (2011): Naturschutzbeauftragter Dürkop stellt Anpflanzung von Biogas-Mais in Frage – „Eine ganze Landschaft verliert hier ihr Gesicht“. Fehmarn 24 Heiligenhafen.
- FELTEN, D., FROEBA, N., FRIES, J., EMMERLING, C. (2013): Energy balances and greenhouse gas-mitigation potentials of bioenergy cropping systems (*Miscanthus*, rapeseed, and maize) based on farming conditions in Western Germany. *RENEWABLE ENERGY* 55, 160–174.
- FLECHARD, C., AMBUS, P., SKIBA, U., REES, R., HENSEN, A., VAN AMSTEL, A., VAN DEN POL-VAN DASSELAAR, A., SOUSSANA, J., JONES, M., CLIFTON-BROWN, J., RASCHI, A., HORVATH, L., NEFTEL, A., JOCHER, M., AMMANN, C., LEIFELD, J., FUHRER, J., CALANCA, P., THALMAN, E., PILEGAARD, K., DI MARCO, C., CAMPBELL, C., NEMITZ, E., HARGREAVES, K., LEVY, P., BALL, B., JONES, S., VAN BULK, W. de, GROOT, T., BLOM, M., DOMINGUES, R., KASPER, G., ALLARD, V., CESCHIA, E., CELLIER, P., LAVILLE, P., HENAULT, C., BIZOUARD, F., ABDALLA, M., WILLIAMS, M., BARONTI, S., BERRETTI, F., GROSZ, B. (2007): Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe. *Agriculture Ecosystems & Environment* 121, 1-2, 135–152.

- Flessa, H.; Beese, F.; Brumme, R.; Priesack, E.; Przemec, E.; Lay, J.P. (1998): Freisetzung und Verbrauch der klimarelevanten Spurengase N<sub>2</sub>O und CH<sub>4</sub> beim Anbau nachwachsender Rohstoffe. *Initiativen zum Umweltschutz* 11, Zeller, Osnabrück.
- FLESSA, H., GREEF, J. M., HOFMEIER, M., DITTERT, K., RUSER, R., OSTERBURG, B., PODDEY, E., WULF, S., PACHOLSKI, A. (2014): Minderung von Stickstoff-Emissionen aus der Landwirtschaft – Empfehlungen für die Praxis und aktuelle Fragen an die Wissenschaft. *Forschung Themenheft* 1.
- FLICK, U. (2010): *Qualitative Sozialforschung – Eine Einführung*, Rowohlt-Taschenbuch-Verl, Reinbek bei Hamburg. 3. Aufl.
- FOLKE, C., PRITCHARD, L., BERKES, F., COLDING, J., SVEDIN, U. (2007): The Problem of Fit between Ecosystems and Institutions – Ten Years Later. *Ecology and Society* 12, 1, 30. online.
- FRANK, H., SCHMID, H., HÜLSBERGEN, K.-J. (2013): Energie- und Treibhausgasbilanz milchviehhaltender Landwirtschaftsbetriebe in Süd- und Westdeutschland. In: JOHANN HEINRICH VON THÜNEN-INSTITUT (VTI), Hrsg., *Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme. Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben*, Johann Heinrich von Thünen-Institut (VTI), Braunschweig, 135–162.
- FREIBAUER, A., DRÖSLER, M., GENSIOR, A., SCHULZE, E.-D. (2009): Das Potential von Wäldern und Mooren für den Klimaschutz in Deutschland auf globaler Ebene – The potential of forests and peatlands to contribute to climate change mitigation in Germany and worldwide. *Natur und Landschaft* 84, 1, 21–25.
- FREIBAUER, A., DUNGER, K., GENSIOR, A., RIEDEL, T., LAGGNER, A., LAGGNER, B., STÜMER, W. (2014): Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft (CRF Sektor 5) – Übersicht (CRF Sektor 5). In: STROGIES, M., GNIFFKE, P., Hrsg., *Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2014. Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 - 2012*, Dessau-Roßlau, 490–524.
- Fuchs, Daniel; Hänel, Kersten; Lipski, Astrid; Reich, Michael; Finck, Peter; Riecken, Uwe (2010): *Länderübergreifender Biotopverbund in Deutschland – Grundlagen und Fachkonzept*, Landwirtschaftsvlg Münster, Münster, Westf.
- FUCHS, S., STEIN-BACHINGER, K. (2008): *Naturschutz im Ökolandbau – Praxishandbuch für den ökologischen Ackerbau im nordostdeutschen Raum*, Bioland, Mainz.
- FÜRST, D. (2008): *Handbuch Theorien und Methoden der Raum- und Umweltplanung*, Rohn, Dortmund. 3. Aufl.
- GALLER, C., HAAREN, C., ALBERT, C. (2015): Optimizing environmental measures for landscape multifunctionality: Effectiveness, efficiency and recommendations for agri-environmental programs. *Journal of Environmental Management* 151, 243–257.
- GARCIA-MARCO, S., RAVELLA, S., CHADWICK, D., VALLEJO, A., GREGORY, A., CARDENAS, L. (2014): Ranking factors affecting emissions of GHG from incubated agricultural soils. *European Journal of Soil Science* 65, 4, 573–583.
- GARTEN, C., WULLSCHLEGER, S. (1999): Soil Carbon Inventories under a Bioenergy Crop (Switchgrass): Measurement Limitations. *Journal of Environment Quality* 28, 4, 1359.
- GENSIOR, A., HEINEMEYER, O. (2005): Erstellung von Kohlenstoffinventaren der landwirtschaftlichen Böden Deutschlands für die Klimaberichterstattung im Bereich Landnutzung und Landnutzungsänderung (LULUC) – Anforderungen, Datenbedarf und -verfügbarkeit. In: WEIGEL, H.-J., DÄMMGEN, U., Hrsg., *Biologische Senken für atmosphärischen Kohlenstoff in Deutschland. Tagungsband*, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Braunschweig, 93–102.

- GENSIOR, A., HEINEMEYER, O. (2006): Weitere detaillierte methodische Beschreibungen für die Quell/Senkenkategorie Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft (5). In: UMWELTBUNDESAMT (UBA), Hrsg., Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar. Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen, Umweltbundesamt, Dessau, 492–526.
- GERRARD, C., SMITH, L., PADEL, S., PEARCE, B., HITCHINGS, R., MEASURES, M., COOPER, N. (2011): OCIS Public Goods Tool Development. Organic Research Centre Report.
- GIBBONS, J., RAMSDEN, S., BLAKE, A. (2006): Modelling uncertainty in greenhouse gas emissions from UK agriculture at the farm level. *Agriculture Ecosystems & Environment* 112, 4, 347–355.
- GIBSON, C., OSTROM, E., AHN, T. (2000): The concept of scale and the human dimensions of global change: a survey. *Ecological Economics* 32, 2, 217–239.
- GLÄSER, J., LAUDEL, G. (2010): Experteninterviews und qualitative Inhaltsanalyse – Als Instrumente rekonstruierender Untersuchungen, VS Verlag für Sozialwiss, Wiesbaden. 4. Aufl.
- GLEMNITZ, M., HUFNAGEL, J., PLATEN, R. (2008): Einfluss des Biomasseanbaus für Energiebereitstellung auf die Biodiversität. In: VORSTAND DER DEUTSCHEN LANDESKULTURGESELLSCHAFT – DLKG, Hrsg., Landeskultur in Europa – Lernen von den Nachbarn. Bioenergie – eine Sackgasse für die Landeskultur?
- GLEMNITZ, M., PLATEN, R., BRANDT, K., HUFNAGEL, J., SAURE, C. (2010): Energiepflanzenanbau und Biodiversität – Deutschlandweites Verbundprojekt EVA erforscht Alternativen zum Energiepflanzenanbau. *ForschungsReport*, 1, 38–41.
- GLEMNITZ, M., WILLMS, M., PLATEN, R., SPECKA, X., PETER, C., PRESCHER, A.-K., BUTTLAR, C. von, KRÄHLING, B. (2014): Entwicklung und Vergleich von optimierten Anbausystemen für die landwirtschaftliche Produktion von Energiepflanzen unter den verschiedenen Standortbedingungen Deutschlands (EVA II) – Endbericht zu Teilprojekt II.
- GLEMNITZ, M., ZANDER, P., STACHOW, U. (2015): Regionalizing land use impacts on farmland birds. *Environ Monit Assess* 187, 6, 4448.
- Glutz von Blotzheim, Urs N. von (1997): Bd. 14/3: Passeriformes. Teil 5: Emberizidae, Aula-Verlag, Wiesbaden.
- GÖDEKE, K., REINHOLD, G., VETTER, A., PEYKER, W., GRAF, T., WARSITZKA, C., SCHUBERT, K. (2011): Sachstandsanalyse Energiemais – „Energiemaisanbau - Auswertung agrarstatistischer Daten und Studien, Einordnung und Bewertung der Wirkungen des Energiepflanzenanbaus auf die Agrarflächennutzung.
- GÖMANN, H., KREINS, P., MÜNCH, J., DELZEIT, R. (2010): Auswirkungen der Novellierung des Erneuerbare-Energien-Gesetzes auf die Landwirtschaft IN DEUTSCHLAND.
- GOODLASS, G., HALBERG, N., VERSCHUUR, G. (2001): Study on Input/Output Accounting Systems on EU agricultural holdings, Utrecht.
- GORHAM, E. (1995): The biogeochemistry of northern peatlands and its possible responses to global warming. In: WOODWELL, G., MACKENZIE, F., Hrsg., Biotic feedbacks in the global climatic system. Will the warming feed the warming?, Oxford Univ. Press, New York, 169–187.
- GRABE, M., KLEBER, M., HARTMANN, K.-J., JAHN, R. (2003): Preparing a soil carbon inventory of Saxony-Anhalt, Central Germany using GIS and the state soil data base SABO\_P. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 166, 642–648.
- GRABHER, G. (1993): The Weakness of Strong Ties – The Lock-in of Regional Development in the Ruhr Area. In: GRABHER, G., Hrsg., The embedded firm. On the socioeconomics of industrial networks, Routledge, London, 255–277.
- GRAUX, A.-I., LARDY, M., GAURUT, E., DUCLOS, E., KLUMP, K. (2012): PaSim User's guide – Grassland Ecosystem Research Unit, French National Institute for Agricultural Research - PaSim v5.3.

- GÜNNEWIG, D., GRAUMANN, U., NAUMANN, J., PETERS, J., POHL, R., REICHMUTH, M., WACHTER, T., HEMPP, S., UNGER-URBANOWITZ, O., ZEIDLER, M. (2006): Flächenbedarfe und kulturlandschaftliche Auswirkungen regenerativer Energien am Beispiel der Region Uckermark-Barnim, Hannover, Eberswalde, Leipzig, Würzburg.
- GUO, L., GIFFORD, R. (2002): Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology* 8, 4, 345–360.
- GURRATH, P. (2011): Landwirtschaft auf einen Blick, Wiesbaden.
- HAAREN, C., GALLER, C., OTT, S. (2008a): Landscape planning – The basis of sustainable landscape development, Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- HAAREN, C., HÜLSBERGEN, K.-J., HACHMANN, R. (2008b): Naturschutz im landwirtschaftlichen Betriebsmanagement – EDV-Systeme zur Unterstützung der Erfassung, Bewertung und Konzeption von Naturschutzleistungen landwirtschaftlicher Betriebe, Ibidem-Verl., Stuttgart.
- HAAREN, C., KEMPA, D., VOGEL, K., RÜTER, S. (2012): Assessing biodiversity on the farm scale as basis for ecosystem service payments. *Journal of Environmental Management* 113, 40–50.
- HAAREN, C. v., HACHMANN, R., BLUMENTRATH, S., LIPSKI, A., VOGEL, K., WELLER, M., HÜLSBERGEN, KURT-JÜRGEN & SIEBRECHT, NORMAN (2008c): Softwaregestütztes Naturschutzmanagement auf landwirtschaftlichen Betrieben – Erfassung, Bewertung und Optimierung von Naturschutzleistungen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 40, 2, 42–48.
- Haaren, Christina von (2004): Landschaftsplanung. UTB Landschaftsplanung, Ökologie, Biologie, Geographie 8253, Ulmer, Stuttgart.
- HABERMANN, H., BREUSTEDT, G. (2011): Einfluss der Biogaserzeugung auf landwirtschaftliche Pachtpreise in Deutschland. *German Journal of Agricultural Economics (GJAE)* 60, 2, 85–100.
- HAENEL, H.-D., RÖSEMANN, C. (2014): Landwirtschaft (CRF Sektor 4). In: STROGIES, M., GNIFFKE, P., Hrsg., Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2014. Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 - 2012, Dessau-Roßlau, 411–489.
- HALBERG, N., VERSCHUUR, G., GOODLASS, G. (2005): Farm level environmental indicators; are they useful? *Agriculture Ecosystems & Environment* 105, 1-2, 195–212.
- HÄNEL, K. (2007): Methodische Grundlagen zur Bewahrung und Wiederherstellung großräumig funktionsfähiger ökologischer Beziehungen in der räumlichen Umweltplanung – Lebensraumnetzwerke für Deutschland, Kassel, Download unter <http://kobra.bibliothek.uni-kassel.de/handle/urn:nbn:de:hebis:34-2007121319883>.
- HÄNI, F., BRAGA. FRANCESCO, STÄMPFLI, A., KELLER, T., FISCHER, M., PORSCH, H. (2003): RISE, a Tool for Holistic Sustainability Assessment at the Farm Level. *International Food and Agribusiness Management Review* 6, 4, 78–90.
- HÄNI, F., PINTÉR, L., HERREN, H. R. (2006a): Sustainable Agriculture – From Common Principles to Common Practice, Schweiz.
- HÄNI, F., STÄMPFLI, A., GERBER, T., PORSCH, H., THALMANN, C., STUDER, C. (2006b): RISE: A Tool for Improving Sustainability in Agriculture – A case study with tea farms in southern India. In: HÄNI, F. et al., Hrsg., Sustainable Agriculture. From Common Principles to Common Practice. Proceedings and outputs of the first Symposium of the International Forum on Assessing Sustainability in Agriculture (INFASA), March 16, 2006, Bern, Switzerland, Schweiz.
- HARRIS, E., HUNTLEY, C., MANGLE, W., RANA, N. (2001): Transboundary Collaboration in Ecosystem Management: – Integrating Lessons from Experience, University of Michigan, Download unter [http://www.snre.umich.edu/ecomgt//pubs/transboundary/TB\\_Collab\\_Full\\_Report.pdf](http://www.snre.umich.edu/ecomgt//pubs/transboundary/TB_Collab_Full_Report.pdf).

- Hartmann, H.; Kaltschmitt, M. (2002): Biomasse als erneuerbarer Energieträger – Eine technische, ökologische und ökonomische Analyse im Kontext der übrigen erneuerbaren Energien, Landwirtschaftsverlag, Münster.
- HEGMANN, G., COCKLIN, C., CREASEY, R., DUPUIS, S., KENNEDY, A., KINGSLEY, L. (1999): Cumulative Effects Assessment Practitioners Guide – Prepared by AXYS Environmental Consulting and CEA Working Group for the Canadian Environmental Assessment Agency, Hull, QC., Canada.
- HENDRIKS, K., STOBBELAAR, D., VAN MANSVELT, J. (2000): The appearance of agriculture: An assessment of the quality of landscape of both organic and conventional horticultural farms in West Friesland. *Agriculture Ecosystems & Environment* 77, 1–2, 157–175.
- HENSELER, M., DECHOW, R. (2014): Simulation of regional nitrous oxide emissions from German agricultural mineral soils – A linkage between an agro-economic model and an empirical emission model. *AGRICULTURAL SYSTEMS* 124, 70–82.
- HERBES, C., JIRKA, E., BRAUN, P., PUKALL, K. (2014): Der gesellschaftliche Diskurs um den „Maisdeckel“ vor und nach der Novelle des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) 2012. *Gaia* 23, 2.
- HILLIER, J., WALTER, C., MALIN, D., GARCIA-SUAREZ, T., MILA-I-CANALS, L., SMITH, P. (2011): A farm-focused calculator for emissions from crop and livestock production. *Environmental Modelling & Software* 26, 9, 1070–1078.
- HÖFFE, O. (1997): Subsidiarität als Gesellschafts- und Staatsprinzip. *Swiss Political Science Review* 3, 3, 1–31.
- HOLST, G., MUSSHOFF, O., DOERSCHNER, T. (2014): Policy impact analysis of penalty and reward scenarios to promote flowering cover crops using a business simulation game. *Biomass and Bioenergy* 70, 0, 196–206.
- HÖPER, H. (2007): Freisetzung von Treibhausgasen aus deutschen Mooren – Emission of greenhouse gases from German peatlands. *TELMA* 37, 85–116.
- HÖPER, H. (2008): Treibhausgasfreisetzung organischer Böden. In: UMWELTBUNDESAMT, Hrsg., UBA-Workshop „Böden im Klimawandel - Was tun?!“ am 22./23. Januar 2008, UBA, Dessau, 105–109.
- HÖPER, H. (2009): Die Rolle von organischen Böden als Kohlenstoffspeicher. *NNA-Berichte* 2009, 1, 91–97.
- HÖPER, H. (14.06.2012): NIBIS\_NEU\_C-Vorräte\_Vergleich\_A-G\_nach\_BOKLASSE\_Saathoff\_09-2009\_Return. Email.
- HÖPER, H., SCHÄFER, W. (2012): Die Bedeutung der organischen Substanz von Mineralböden für den Klimaschutz. In: ORGANDES BVB, Hrsg., Erhaltung, Nutzung und Wiederherstellung von Böden, Schmidt, Berlin, 72–80.
- HÜLSBERGEN, K.-J. (2003): Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme, Shaker, Aachen.
- IPCC (ohne Jahr): Find EF - Start Page. IPCC, HRSG., DOWNLOAD UNTER [http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/EFDB/find\\_ef\\_main.php](http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/EFDB/find_ef_main.php). (21.09.2015).
- ISERMEYER, F., BOLTE, A., DIETER, M., WITTE, T. de, ZIMMER, Y. (2012): Bewertung der Leopoldina-Studie 2012 zur Bioenergie, Braunschweig, Download unter [http://literatur.ti.bund.de/digbib\\_external/bitv/dno50856.pdf](http://literatur.ti.bund.de/digbib_external/bitv/dno50856.pdf). (15.06.2015).
- JANSSENS, I. (2003): Europe's Terrestrial Biosphere Absorbs 7 to 12% of European Anthropogenic CO<sub>2</sub> Emissions. *Science* 300, 5625, 1538–1542.
- JANSSENS, I., FREIBAUER, A., SCHLAMADINGER, B., CEULEMANS, R., CIAIS, P., DOLMAN, A., HEIMANN, M. (2005): The carbon budget of terrestrial ecosystems at country-scale – a European case study. *BG* 2, 1, 15–26.
- JASTER, K., FILLER, G. (2003): Umsetzung von Naturschutzziele und Sicherung der Wirtschaftlichkeit auf der Ebene des Betriebes. In: FLADE, M. et al., Hrsg., Naturschutz in der Agrarlandschaft. Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projektes, Quelle & Meyer, Wiebelsheim, 169–210.

- JEANNERET, P., BAUMGARTNER, D., FREIERMUTH KNUCHEL, R., KOCH, B., GAILLARD, G. (2014): An expert system for integrating biodiversity into agricultural life-cycle assessment. *Ecological Indicators* 46, 224–231.
- JEANNERET, P., BAUMGARTNER, D. U., FREIERMUTH KNUCHEL, R., GAILLARD, G. (2009): Methode zur Beurteilung der Wirkung landwirtschaftlicher Aktivitäten auf die Biodiversität für Ökobilanzen – (SALCA-Biodiversität).
- JEDICKE, E. (1990): Biotopverbund – Grundlagen und Massnahmen einer neuen Naturschutzstrategie, Ulmer, Stuttgart.
- JEDICKE, E. (1995): Naturschutzfachliche Bewertung von Holzfeldern – Schnellwachsende Weichlaubhölzer im Kurzumtrieb, untersucht am Beispiel der Avifauna. *Mitteilungen aus der NNA* 6, 109-119.
- JONES, M. (2010): Potential for carbon sequestration in temperate grassland soils. In: ABBERTON, M., Hrsg., *Grassland carbon sequestration. Management, policy and economics: Proceedings of the Workshop on the Role of Grassland Carbon Sequestration in the Mitigation of Climate Change*, Rome, April 2009, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 1–18.
- JONES, M., DONNELLY, A. (2004): Carbon sequestration in temperate grassland ecosystems and the influence of management, climate and elevated CO<sub>2</sub>. *New Phytologist* 164, 423–439.
- JONGENEEL, R., POLMAN, N., SLANGEN, L. (2008): Why are Dutch farmers going multifunctional? *Land Use Policy* 25, 1, 81–94.
- JUNGKUNST, H., 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, 3, 341–351.
- KARPENSTEIN-MACHAN, M., STUELPNAGEL, R. (2000): Biomass yield and nitrogen fixation of legumes mono-cropped and intercropped with rye and rotation effects on a subsequent maize crop. *Plant and Soil* 218, 215–232.
- KARPENSTEIN-MACHAN, M., WEBER, C. (2010): Energiepflanzenanbau für Biogasanlage – Veränderungen in der Fruchtfolge und der Bewirtschaftung von Ackerflächen in Niedersachsen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 42, 10, 312–320.
- KAULE, G. (1986): *Arten- und Biotopschutz*, E. Ulmer, Stuttgart.
- KERN, J. (1994): Spatial Patterns of Soil Organic Carbon in the Contiguous United States. *Soil Science Society of America Journal* 58, 439–455.
- KLEIN, C. de, NOVOA, R. S. A., OGLE, S., SMITH, K. A., ROCHETTE, P., WIRTH, T. C., MCCONKEY, B. G., MOSIER, A., RYPDAL, K. (2006): N<sub>2</sub>O Emissions from Managed Soils, and CO<sub>2</sub> Emissions From Lime and Urea Application – Chapter 11.
- KOORDINIERUNGSSTELLE FÜR GEOINFORMATIONSWESEN (KGEO) LANDESAMT FÜR INNERE VERWALTUNG MECKLENBURG-VORPOMMERN: GeoPortal.MV – WebGIS, Geodatensuche und mehr... KOORDINIERUNGSSTELLE FÜR GEOINFORMATIONSWESEN (KGEO) LANDESAMT FÜR INNERE VERWALTUNG MECKLENBURG-VORPOMMERN, HRSG., Schwerin, Download unter [http://www.geoportal-mv.de/land-mv/GeoPortalMV\\_prod/de/Suche/Themenbereiche/Dateneuebersicht.jsp?#keyword=B%C3%9CK+200&q=BK+50&extended=true&crs=EPSG%3A25832](http://www.geoportal-mv.de/land-mv/GeoPortalMV_prod/de/Suche/Themenbereiche/Dateneuebersicht.jsp?#keyword=B%C3%9CK+200&q=BK+50&extended=true&crs=EPSG%3A25832). (08.11.2015).
- KORNECK, D., SCHNITTLER, M., KLINGENSTEIN, F., LUDWIG, G., TAKLA, M., BOHN, U., MAY, R. (1998): Warum verarmt unsere Flora? – Auswertung der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BFN), Hrsg., *Ursachen des Artenrückgangs von Wildpflanzen und Möglichkeiten zur Erhaltung der Artenvielfalt*, Landwirtschaftsverlag, Münster, 299-244.
- KOSCHEL, H., MOSLENER, U., STURM, B., FAHL, U., RÜHLE, B., WOLF, H. (2006): *Integriertes Klimaschutzprogramm Hessen – InKlim 2012 - Endbericht*.
- KREMEN, C., BUGG, R., NICOLA, N., SMITH, S., THORP, R., WILLIAMS, N. (2002a): Native Bees, native plants, and crop pollination in California. *Fremontia* 30, 3-4, 41–49.

- KREMEN, C., WILLIAMS, N., THORP, R. (2002b): Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99, 26, 16812–16816.
- KROS, J., HEUVELINK, G., REINDS, G., LESSCHEN, J., IOANNIDI, V., VRIES, W. de (2012): Uncertainties in model predictions of nitrogen fluxes from agro-ecosystems in Europe. *BIOGEOSCIENCES* 9, 11, 4573–4588.
- KRUG, A. (2010): Lebensräume der Brutvögel in einer Agrarlandschaft mit und ohne Mais. In: REICH, M., RÜTER, S., Hrsg., *Energiepflanzenanbau und Naturschutz. Referate und Ergebnisse der gleichnamigen Fachtagung in Hannover am 30. September 2009*, Cuvillier, Göttingen, 59–74.
- KRUG, A., HÜBNER, K. (2011): Lebensräume der Kleinsäuger in einer Agrarlandschaft mit Grünroggen- und Maisanbau zur Biogaserzeugung. In: REICH, M., RÜTER, S., Hrsg., *Auswirkungen des großflächigen Anbaus von Energiepflanzen auf die Tierwelt der Agrarlandschaft*, Cuvillier, Göttingen, 181–192.
- LAGGNER, B., ORTHEN, N., OSTERBURG, B., RÖDER, N. (2014): Ist die zunehmende Biogasproduktion die alleinige Ursache für den Grünlandswund in Deutschland? – eine Analyse von georeferenzierten Daten zur Landnutzung. *Raumforsch Raumordn* 72, 3, 195–209.
- Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein; Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg; Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern; Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern; Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz; Bayerisches Landesamt für Umwelt (2012): *Eine Vision für Moore in Deutschland – Potentiale und Ziele zum Moor- und Klimaschutz. Gemeinsame Erklärung der Naturschutzbehörden*. LLUR SH - Natur 20.
- LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN (LANUV NRW) (2010): *Vertragsnaturschutz in Nordrhein-Westfalen – Extensive Nutzung von Äckern zum Schutz der Feldflora (Pakete 5000 und 5010)*. LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN (LANUV NRW), Hrsg., Download unter [http://www.naturschutzinformationen-nrw.de/vns/de/fachinfo/anwenderhandbuch/nutzung\\_aecker/paket\\_4000\\_4010](http://www.naturschutzinformationen-nrw.de/vns/de/fachinfo/anwenderhandbuch/nutzung_aecker/paket_4000_4010). (18.11.2015).
- LANDESAMT FÜR STATISTIK NIEDERSACHSEN (LSN) (22.07.2015): *Auswertung der Umfrage zum 30. Juni über die Ernteaussichten für Feldfrüchte/Grünland – vorläufige Anbauflächen 2015*. Informationen für die Ernte- und Betriebsberichterstatte 4/5.
- LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN (2010): *Empfehlungen der Stickstoffdüngung nach der Nmin-Methode – Düngeempfehlungen Stickstoff*. LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN, HRSG., DOWNLOAD UNTER [www.lwk-niedersachsen.de/download.cfm/file/341,7d961066-237d-eebf-5e8530e4811b95d9~pdf.html](http://www.lwk-niedersachsen.de/download.cfm/file/341,7d961066-237d-eebf-5e8530e4811b95d9~pdf.html). (08.11.2015).
- LANG, O., ANDERL, A., GOETZ, M. (2007): *Versuchsbericht Biomasse 2006 – Sortenversuche Mais (S49.1) Fruchtartenvergleich (S49.2) Versuchsserie: Vergleich Hauptfrucht/Zweitfrucht (S49.3) Biomasse-Fruchfolgen (P49.2)*. DIENSTLEISTUNGSZENTRUM LÄNDLICHER RAUM (DLR) - RHEINHESSEN-NAHE-HUNSRÜCK, ABTEILUNG LANDWIRTSCHAFT, HRSG., DOWNLOAD UNTER [http://www.dlr.rlp.de/Internet/global/themen.nsf/93b643dd0a6453a7c12570140030d7b7/D3EF7C6F9843D8B7C12572AD0040C46C/\\$FILE/Versuchsbericht\\_Biomasse\\_2006.pdf](http://www.dlr.rlp.de/Internet/global/themen.nsf/93b643dd0a6453a7c12570140030d7b7/D3EF7C6F9843D8B7C12572AD0040C46C/$FILE/Versuchsbericht_Biomasse_2006.pdf). (14.08.2015).
- LANGE, S., BRAUN, D. (2000): *Politische Steuerung zwischen System und Akteur – Eine Einführung*, Leske + Budrich, Opladen.
- LEHUGER, S., GABRIELLE, B., LAVILLE, P., LAMBONI, M., LOUBET, B., CELLIER, P. (2011): Predicting and mitigating the net greenhouse gas emissions of crop rotations in Western Europe. *AGRICULTURAL AND FOREST METEOROLOGY* 151, 12, 1654–1671.

- LEIFELD, J., AMMANN, C., NEFTEL, A., FUHRER, J. (2011): A comparison of repeated soil inventory and carbon flux budget to detect soil carbon stock changes after conversion from cropland to grasslands. *Global Change Biology* 17, 11, 3366–3375.
- LEIP, A., BUSTO, M., CORAZZA, M., BERGAMASCHI, P., KOEBLE, R., DECHOW, R., MONNI, S., VRIES, W. de (2011): Estimation of N<sub>2</sub>O fluxes at the regional scale – Data, models, challenges. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 3, 5, 328–338.
- LETTENS, S., VAN ORSHOVEN, J., VAN WESEMAEL, B., MUYS, B. (2004): Soil organic and inorganic carbon contents of landscape units in Belgium derived using data from 1950 to 1970. *Soil Use and Management* 20, 1, 40–47.
- LETTENS, S., VAN ORSHOVEN, J., VAN WESEMAEL, B., MUYS, B., PERRIN, D. (2005): Soil organic carbon changes in landscape units of Belgium between 1960 and 2000 with reference to 1990. *Global Change Biology* 11, 12, 2128–2140.
- LEVY, P., MOBBS, D., JONES, S., MILNE, R., CAMPBELL, C., SUTTON, M. (2007): Simulation of fluxes of greenhouse gases from European grasslands using the DNDC model. *Agriculture Ecosystems & Environment* 121.
- LEWIS, K., BARDON, K. (1998): A computer-based informal environmental management system for agriculture – Environmental Modelling and Software. *Environ. Model. Softw.* 13, 2, 123–137.
- LI, C. (2000): Modeling Trace Gas Emissions from Agricultural Ecosystems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 58, 1, 259–276.
- LI, D., WATSON, C., YAN, M., LALOR, S., RAFIQUE, R., HYDE, B., LANIGAN, G., RICHARDS, K., HOLDEN, N., HUMPHREYS, J. (2013): A review of nitrous oxide mitigation by farm nitrogen management in temperate grassland-based agriculture. *Journal of Environmental Management* 128, 893–903.
- LIHL, T., BEHREND, H. (2015): Umwandlung von Dauergrünland. LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN, HRSG., DOWNLOAD UNTER <http://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/5/nav/19/article/13780.html>. (14.11.2015).
- LIND, B., STEIN, S., KÄRCHER, A., KLEIN, M. (2009): Where have all the flowers gone? – Grünland im Umbruch.
- LINHART, E., DHUNGEL, A.-K. (2013): Das Thema Vermaisung im öffentlichen Diskurs. *Berichte über die Landwirtschaft - Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft* 91, 2.
- LUCK, R., SCHÜMANN, K. (2010): Der Naturschutz hat ein neues Problemfeld. *Naturschutz-Info* 2010, 1, 16–24.
- LÜNENBÜRGER, B., BENNDORF, A., BÖRNER, M., BURGER, A., GINZKY, H., OHL, C., OSIEK, D., SCHULZ, D., STROGIES, M. (2013): Klimaschutz und Emissionshandel in der Landwirtschaft. *Climate change*.
- LÜTTICH-GÜR, S. (30. August 2011): Abschied von Parklandschaft – ADFC kritisiert Mais-Monokultur.
- LUTZE, G., SCHULTZ, A., KIESEL, J. (2003): Landschaftsstruktur im Kontext von naturräumlicher Vorprägung und Nutzung – ein systemanalytischer Ansatz, Download unter [http://www.zalf.de/home\\_zalf/download/lsa/agstruk/Lutze\\_Landschaftsstruktur\\_systemanalytischer%20Ansatz\\_2003.pdf](http://www.zalf.de/home_zalf/download/lsa/agstruk/Lutze_Landschaftsstruktur_systemanalytischer%20Ansatz_2003.pdf). (06.02.2010).
- LUZ, F. (1994): Zur Akzeptanz landschaftsplanerischer Projekte – Determinanten lokaler Akzeptanz und Umsetzbarkeit von landschaftsplanerischen Projekten zur Extensivierung, Biotopvernetzung und anderen Massnahmen des Natur- und Umweltschutzes, P. Lang, Frankfurt am Main, New York.
- MAAS, J., WALTER, M. (2007): Anders auf die Daten schauen – Qualitative Typenbildung am Beispiel einer Reisestudie. *Planung & Analyse*, 6.
- MACLEOD, M., MORAN, D., EORY, V., REES, R., BARNES, A., TOPP, C., BALL, B., HOAD, S., WALL, E., MCVITTIE, A., PAJOT, G., MATTHEWS, R., SMITH, P., MOXEY, A. (2010): Developing greenhouse gas marginal abatement cost curves for agricultural emissions from crops and soils in the UK. *AGRICULTURAL SYSTEMS* 103, 4, 198–209.
- MAGURRAN, A. (2004): *Measuring biological diversity*, Blackwell, Oxford u.a.
- MANDER, Ü., WIGGERING, H., HELMING, K. (op. 2007): *Multifunctional land use*, Springer, Berlin, , New York.

- MANGOLD, R. (2012): Informations- und wissenspsychologische Fundierung der Informationskompetenz. In: SÜHL-STROHMENGER, W., Hrsg., Handbuch Informationskompetenz, deGruyter Saur, Berlin, 121–131.
- MANTE, J., GEROWITT, B. (2009): Learning from farmers' needs: Identifying obstacles to the successful implementation of field margin measures in intensive arable regions. *Landscape and Urban Planning* 93, 3-4, 229–237.
- MARGARIAN, A. (2010): Gewinnentwicklung und Betriebsaufgabe in der Landwirtschaft – Angebotseffekte, Nachfrageeffekte und regionale Heterogenität.
- MATTHES, U., AMMER, U., LUZ, F. (2001): Akzeptanzforschung für die Umsetzung von Konzepten für eine nachhaltige Nutzung – Ergebnisse aus dem Forschungsverbund Agrarökosysteme München. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 33, 8, 255–259.
- MENGEL, A., REIß, A., KAMPEN, S. von, HAHNE, U., THÖMMES, A., KLEMENT, M. (2010): Steuerungspotenziale im Kontext naturschutzrelevanter Auswirkungen erneuerbarer Energien – Abschlussbericht des F+E-Vorhabens (FKZ 80682110) „Naturschutzrelevanz raumbedeutsamer Auswirkungen der Energiewende“, BfN-Schr.-Vertrieb im Landwirtschaftsverl, Münster.
- MESSNER, D. (1995): Die Netzwerkgesellschaft – Wirtschaftliche Entwicklung und internationale Wettbewerbsfähigkeit als Probleme gesellschaftlicher Steuerung, Weltforum, Köln.
- MEYER, J. (2000): Performance with tables and graphs: effects of training and a Visual Search Model. *Ergonomics* 43, 11, 1840–1865.
- MEYER, J., SHAMO, M., GOPHER, D. (1999): Information Structure and the Relative Efficacy of Tables and Graphs. *hum factors* 41, 4, 570–587.
- MEYER, R., PRIEFER, C. (2012): Ökologischer Landbau und Bioenergieerzeugung – Zielkonflikte und Lösungsansätze. *Arbeitsbericht* 151.
- MICHEL, B., PLÄTTNER, O., GRÜNDEL, F. (2011): Klima-Hotspot Moorböden. In: SENAT BUNDESFORSCHUNG, BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (BMELV), Hrsg., Landwirtschaft im Zeichen des Klimawandels.
- MILNE, A., GLENDINING, M., BELLAMY, P., MISSELBROOK, T., GILHESPY, S., CASADO, M., HULIN, A., VAN OIJEN, M., WHITMORE, A. (2014): Analysis of uncertainties in the estimates of nitrous oxide and methane emissions in the UK's greenhouse gas inventory for agriculture. *Atmospheric Environment* 82, 94–105.
- MÖLLER, A., KENNEPOHL, A. (2014): Abschätzung von CO<sub>2</sub>-Emissionen und -Retentionen durch Landnutzungsänderungen anhand regionalisierter Kohlenstoffvorräte auf landwirtschaftlich genutzten Böden Niedersachsens, Hannover.
- MORRIS, J., MILLS, J., CRAWFORD, I. (2000): Promoting farmer uptake of agri-environment schemes: the Countryside Stewardship Arable Options Scheme. *Land Use Policy* 17, 3, 241–254.
- MÜLLER, K., AENIS, T. (2002): Nachhaltigkeit und Landschaftsnutzung – Neue Wege kooperativen Handelns, Margraf, Weikersheim.
- MÜLLER-SÄMANN, K., REINHARDT, G., VETTER, R., GÄRTNER, S. (2003): Nachwachsende Rohstoffe in Baden-Württemberg: Identifizierung vorteilhafter Produktlinien zur stofflichen Nutzung unter besonderer Berücksichtigung umweltgerechter Anbauverfahren, 253 S., Download unter [http://www.landwirtschaft-mlr.baden-wuerttemberg.de/servlet/PB/show/1159868\\_l1/BWplus\\_Endbericht.pdf](http://www.landwirtschaft-mlr.baden-wuerttemberg.de/servlet/PB/show/1159868_l1/BWplus_Endbericht.pdf). (02.05.2011).
- MUREK, K. (2013): EEG stellt Kulturlandschaft auf den Kopf, Download unter <http://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/6/nav/355/article/19589.html>. (28.11.2014).
- MUREK, K. (2013, unveröffentlicht): Übersicht Biogasanlagen und deren Flächenbedarf in Niedersachsen 2012 – (Quellenbasis: GAP Antragsstatistik 2012, OFD, 3N Kompetenzzentrum; Biogasinventur 2012 - Stand 31.12.2011).

- NEUFELDT, H. (2005): Carbon stocks and sequestration potentials of agricultural soils in the federal state of Baden-Württemberg, SW Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 168, 2, 202–211.
- NEUMANN, H., LOGES, R., TAUBE, F. (2009): Ausdehnung der Maisanbaufläche in Folge des „Biogas-Booms“ – Ein Risiko für die Feldvögel? *Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft* 87, 65–86.
- NIEDERMEIR-STÜRZER, H., ALTENBERGER, E., LEICHT, H. (2012): Substratproduktion und Schutz der Feldvögel – Konflikte, Lösungen und praktische Empfehlungen. *Biogas Forum Bayern I* - 13.
- NIEDERSÄCHSISCHER LANDTAG (6. Oktober 2009): Verordnung zur Erhaltung von Dauergrünland – Verordnung zur Erhaltung von Dauergrünland.
- NIEDERSÄCHSISCHER LANDTAG (19.2.2010): Niedersächsisches Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (NUVPG) in der Fassung vom 30. April 2007 (Nds.GVBl. Nr.13/2007 S.179), geändert durch Art. 2 des Gesetzes v. 24.9.2009 (Nds.GVBl. Nr.21/2009 S.361) und Gesetz v. 19.2.2010 (Nds.GVBl. Nr.6/2010 S.122) – NUVPG.
- NIEDERSÄCHSISCHER LANDTAG (01.03.2010): Niedersächsisches Ausführungsgesetz zum Bundesnaturschutzgesetz – (NAGBNatSchG).
- NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (OHNE JAHR): Struktureiche Blühstreifen – Ansaat und Bewirtschaftung.
- NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE UND KLIMASCHUTZ (2015): Klimaschutzmaßnahmen. NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE UND KLIMASCHUTZ, HRSG., DOWNLOAD UNTER [http://www.umwelt.niedersachsen.de/startseite/themen/klimawandel\\_und\\_anpassung/anpassung\\_an\\_den\\_klimawandel/klimaschutz/klimaschutz/klimaschutzmassnahmen/klimaschutzmanahmen-134447.html](http://www.umwelt.niedersachsen.de/startseite/themen/klimawandel_und_anpassung/anpassung_an_den_klimawandel/klimaschutz/klimaschutz/klimaschutzmassnahmen/klimaschutzmanahmen-134447.html). (13.11.2015).
- NIENS, C., MARGGRAF, R. (2010): Handlungsempfehlungen zur Steigerung der Akzeptanz von Agrarumweltmaßnahmen – Ergebnisse einer Befragung von Landwirten und Landwirtinnen in Niedersachsen. *Berichte über die Landwirtschaft - Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft* 88, 1, 5–36.
- NITSCH, H., OSTERBURG, B., BUTTLAR, C. von, BUTTLAR, H.-B. v. (2008): Aspekte des Gewässerschutzes und der Gewässernutzung beim Anbau von Energiepflanzen – Ergebnisse eines Forschungsvorhabens im Auftrag des Umweltbundesamtes. *Arbeitsberichte aus der VTI-Agrarökonomie* 3/2008.
- NITSCH, H., OSTERBURG, B., LAGGNER, B., ROGGENDORF, W. (2010): Wer schützt das Grünland? – Analysen zur Dynamik des Dauergrünlandes und entsprechender Schutzmechanismen, 10 S., Download unter [ageconsearch.umn.edu/bitstream/93940/2/A3\\_3.pdf](http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/93940/2/A3_3.pdf). (10.03.2011).
- NITSCH, H., OSTERBURG, B., ROGGENDORF, W. (2009): Landwirtschaftliche Flächennutzung im Wandel – Folgen für Natur und Landschaft.
- NLWKN (2010): Gesetzlich geschützte Biotope und Landschaftsbestandteile in Niedersachsen – Beschreibung der nach § 30 BNatSchG und § 24 Abs. 2 NAGBNatSchG geschützten Biotoptypen sowie der nach § 22 Abs. 3 und 4 NAGBNatSchG landesweit geschützten Landschaftsbestandteile 30, 3, 161–208.
- NOBLE, B. (2008): Strategic approaches to regional cumulative effects assessment: a case study of the Great Sand Hills, Canada. *Impact Assmt. and Proj. App* 26, 2, 78–90.
- NOBLE, B. (2010): Cumulative Environmental Effects and the tyranny of small decisions – Towards meaningful cumulative effects assessment and management, Prince George, B.C., Canada, Download unter [http://www.unbc.ca/assets/nres/nresi\\_op\\_08\\_noble\\_2010.pdf](http://www.unbc.ca/assets/nres/nresi_op_08_noble_2010.pdf). (18.05.2011).
- OETER, S. (1998): Integration und Subsidiarität im deutschen Bundesstaatsrecht – Untersuchungen zu Bundesstaatstheorie unter dem Grundgesetz, Mohr Siebeck, Tübingen.
- OLANDER, L., WOLLENBERG, E., TUBIELLO, F., HEROLD, M. (2014): Synthesis and Review: Advancing agricultural greenhouse gas quantification. *Environ. Res. Lett.* 9, 7.

- OPPERMANN, R. (2001): Naturschutz mit der Landwirtschaft: Ökologischer Betriebsspiegel und Naturbilanz – Wie freundlich ist mein Betrieb? NABU aktiv.
- OSTERBURG, B., NITSCH, H., LAGGNER, A., WAGNER, S. (2007): Analysis of policy measures for greenhouse gas abatement and compliance with the Convention on Biodiversity.
- OSTERBURG, B., PLANKL, R., BERNHARDS, U., KLOCKENBRING, C., RUDOW, K. (2003): Auswirkungen der Luxemburger Beschlüsse auf ländliche Räume, Agrarumweltmaßnahmen und die Ausgleichszulage, Braunschweig, Download unter [http://literatur.ti.bund.de/digbib\\_extern/bitv/zio31532.pdf](http://literatur.ti.bund.de/digbib_extern/bitv/zio31532.pdf). (02.05.2015).
- PANNELL, D., MARSHALL, G., BARR, N., CURTIS, A., VANCLAY, F., WILKINSON, R. (2006): Understanding and promoting adoption of conservation practices by rural landholders. *Aust. J. Exp. Agric* 46, 11, 1407.
- PARKER, S., COCKLIN, C. (1993): The use of geographical information systems for cumulative environmental effects assessment. *Computers, Environment and Urban Systems* 17, 5, 393–407.
- PARLAMENTARISCHER RAT (23.05.1949): Grundgesetz für die Bundesrepublik Deutschland in der im Bundesgesetzblatt Teil III, Gliederungsnummer 100-1, veröffentlichten bereinigten Fassung, das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 23. Dezember 2014 (BGBl. I S. 2438) geändert worden ist.
- PAUL, S., ALEWELL, C. 2013: Moorregeneration als Klimaschutzmassnahme: eine Recherche zur neuen Kyoto-Aktivität Wetland Drainage and Rewetting.
- PEERLINGS, J., POLMAN, N. (2008): Agri-environmental contracting of Dutch dairy farms – The role of manure policies and the occurrence of lock-in. *European Review of Agricultural Economics* 35, 2, 167–191.
- PETER, S., HARTMANN, M., WEBER, M., LEHMANN, B., HEDIGER, W. (2009): THG 2020 – Möglichkeiten und Grenzen zur Vermeidung landwirtschaftlicher Treibhausgase in der Schweiz. Untersuchung zu Handen des Bundesamtes für Umwelt (BAFU), des Bundesamtes für Landwirtschaft (BLW) und des Schweizerischen Bauernverbandes (SBV), ETH Zürich, Zürich.
- PETERS, W., SCHULTZE, C. K., STEIN, S. (2010): Bioenergie und Naturschutz – Synergien fördern, Risiken vermeiden. BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BFN), HRSG., DOWNLOAD UNTER [http://www.bfn.de/6914.html?&cHash=57fa1fd5fe&tx\\_ttnews\[backPid\]=6913&tx\\_ttnews\[tt\\_news\]=2925](http://www.bfn.de/6914.html?&cHash=57fa1fd5fe&tx_ttnews[backPid]=6913&tx_ttnews[tt_news]=2925).
- PETERSON, E. (1987): Cumulative effects assessment in Canada – An agenda for action and research, Canadian Environmental Assessment Research Council, [Canada].
- PEYKER, W., DEGNER, J., FARACK, M., ZORN, W., GÖTZ, R. (2010): Leitlinie zur effizienten und umweltverträglichen Erzeugung von Getreideganzpflanzen zur Silierung (GPS), genutzt als Gärs substrat in Biogasanlagen sowie zur Fütterung. THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT, HRSG., DOWNLOAD UNTER <http://www.tll.de/ainfo/pdf/ggps0810.pdf>. (08.07.2015).
- PICK, J. (2005): Geographic information systems in business, Idea Group Pub, Hershey, PA.
- 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.
- POTTER, K., TORBERT, H., JOHNSON, H., TISCHLER, C. (1999): CARBON STORAGE AFTER LONG-TERM GRASS ESTABLISHMENT ON DEGRADED SOILS. *Soil Science* 164, 10.
- PRASSE, R., KUNZMANN, D., SCHRÖDER, R. (2011): Forschungsprojekt Regiosaatgut. *Natur in NRW*, 2, 30–32.
- PRIVATES INSTITUT FÜR NACHHALTIGE LANDBEWIRTSCHAFTUNG GMBH (INL): Repro Versionen – Repro-Professional. PRIVATES INSTITUT FÜR NACHHALTIGE LANDBEWIRTSCHAFTUNG GMBH (INL), Hrsg., Download unter <http://www.nachhaltige-landbewirtschaftung.de/repro/versions.html>. (20.09.2015).
- RAICH, F. (2006): Governance räumlicher Wettbewerbseinheiten – Ein Ansatz für die Tourismus-Destination. Zugl.: Innsbruck, Univ., Diss., 2006, Dt. Univ.-Verl., Wiesbaden. 1. Aufl.

- Redecker, Bernd (2002): *Pasture landscapes and nature conservation – With 167 figures*, Springer, Berlin [u.a.].
- REES, R., AUGUSTIN, J., ALBERTI, G., BALL, B., BOECKX, P., CANTAREL, A., CASTALDI, S., CHIRINDA, N., CHOJNICKI, B., GIEBELS, M., GORDON, H., GROSZ, B., HORVATH, L., JUSZCZAK, R., KLEMEDTSSON, A., KLEMEDTSSON, L., MEDINETS, S., MACHON, A., MAPANDA, F., NYAMANGARA, J., OLESEN, J., REAY, D., SANCHEZ, L., COBENA, A., SMITH, K., SOWERBY, A., SOMMER, M., SOUSSANA, J., STENBERG, M., TOPP, C., VAN CLEEMPUT, O., VALLEJO, A., WATSON, C., WUTA, M. (2013a): Nitrous oxide emissions from European agriculture - an analysis of variability and drivers of emissions from field experiments. *BIOGEOSCIENCES* 10, 4, 2671–2682.
- REES, R., BADDELEY, J., BHOGAL, A., BALL, B., CHADWICK, D., MACLEOD, M., LILLY, A., PAPPA, V., THORMAN, R., WATSON, C., WILLIAMS, J. (2013b): Nitrous oxide mitigation in UK agriculture. *SOIL SCIENCE AND PLANT NUTRITION* 59, 1, 3–15.
- REICH, M., RÜTER, S., TILLMANN, J. (2011): Auswirkungen des großflächigen Anbaus von Energiepflanzen auf die Tierwelt der Agrarlandschaft – Ergebnisse des Forschungsvorhabens SUNREG III. In: REICH, M., RÜTER, S., Hrsg., *Auswirkungen des großflächigen Anbaus von Energiepflanzen auf die Tierwelt der Agrarlandschaft*, Cuvillier, Göttingen, 5–18.
- Rode, Michael Werner; Kanning, Helga (2010): *Natur- und raumverträglicher Ausbau energetischer Biomassepfade*, Ibidem-Verlag, Stuttgart.
- RÖDER, N., OSTERBURG, B., KÄTSCH, S. (2013): *Faktencheck Agrarreform – Integration von Klimaschutz und Klimaanpassung in die Gemeinsame Agrarpolitik der EU nach 2013*, Braunschweig, 40 S., Download unter [https://www.ti.bund.de/media/publikationen/thuenen-workingpaper/ThuenenWorkingPaper\\_11.pdf](https://www.ti.bund.de/media/publikationen/thuenen-workingpaper/ThuenenWorkingPaper_11.pdf). (23.04.2015).
- ROEDER, N., OSTERBURG, B. (2012): The Impact of Map and Data Resolution on the Determination of the Agricultural Utilisation of Organic Soils in Germany. *ENVIRONMENTAL MANAGEMENT* 49, 6, 1150–1162.
- RÜHMKORF, H., MATTHIES, S., REICH, M., RÜTER, S. (2011): Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus auf die Landschaftsstruktur. In: REICH, M., RÜTER, S., Hrsg., *Auswirkungen des großflächigen Anbaus von Energiepflanzen auf die Tierwelt der Agrarlandschaft*, Cuvillier, Göttingen, 19–41.
- RÜHMKORF, H., REICH, M. (2011): Einfluss des Energiepflanzenanbaus auf rastende und überwinternde Vögel in der Börde. In: REICH, M., RÜTER, S., Hrsg., *Auswirkungen des großflächigen Anbaus von Energiepflanzen auf die Tierwelt der Agrarlandschaft*, Cuvillier, Göttingen, 91–128.
- RUSER, R. (2010): Möglichkeiten zur Minderung der Lachgasfreisetzung aus landwirtschaftlich genutzten Böden bei mineralischer Stickstoffdüngung. In: KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT E.V. (KTBL), Hrsg., *Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden*. KTBL-vTI vom 8. bis 10. Dezember 2010 in Bad Staffelstein, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, Darmstadt, 109–120.
- RÜSKAMP, W. (17. September 2010): Man sieht die Landschaft vor lauter Mais nicht mehr. *Badische Zeitung*.
- SAATHOFF, W., HAAREN, C., DECHOW, R., LOVETT, A. (2013): Farm-level assessment of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions in Lower Saxony and comparison of implementation potentials for mitigation measures in Germany and England. *Reg Environ Change* 13, 4, 825–841.
- SAATHOFF, W., HAAREN, C. v., BODENSCHATZ, T., LANGE, M. (2010): *Der Einfluss veränderter Landnutzungen auf Klimawandel und Biodiversität*, Landwirtschaftsverlag, Bonn - Bad Godesberg.
- SCHADER, C., GRENZ, J., MEIER, M., STOLZE, M. (2014): Scope and precision of sustainability assessment approaches to food systems. *E&S* 19, 3.
- SCHAFHAUSEN, F., HARNISCH, A., ALSLEBEN, K. (2005): *Nationales Klimaschutzprogramm 2005 – Beschluss der Bundesregierung vom 13. Juli 2005*.

- SCHEFTELOWITZ, M., DANIEL-GROMKE, J., DENYSENKO, V., HILLEBRAND, K., KRAUTZ, A., LENZ, V., LIEBETRAU, J., NAUMANN, K., ORTWEIN, A., RENSBERG, N., STINNER, W., TROMMLER, M., BARCHMANN, T., WITT, J., ZEYMER, M., SCHAUBACH, K., BÜCHNER, D., THRÄN, D., PETERS, W., SCHICKETANZ, S., SCHULTZE, C., DEUMELANDT, P., REINICKKE, F., GRÖBER, H., BEIL, M., BEYRICH, W. (2014): Vorbereitung und Begleitung der Erstellung des Erfahrungsberichts 2014 gemäß § 65 EEG – Vorhaben Ila Stromerzeugung aus Biomasse.
- SCHERTLER, K.: Kulturlandplandatenbank – Ziele, Funktionen und Anwendung einer Datenbank zu Erstellung von Kulturlandberichten, 24 S., Download unter <http://www.kulturlandplan.de/fileadmin/kulturlandplan/file/Kulturlandplandatenbank.pdf>. (20.09.2015).
- SCHERTLER, K., BILAU, A. (2010): Kulturlandpläne – Umsetzung von mehr Naturschutzmaßnahmen auf Biohöfen.
- SCHIFFGENS, T., THIELE, U., WALTZ, T. (2015): Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz – Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz.
- SCHILS, R., ELLIS, J., DE KLEIN, C. A. M., LESSCHEN, J., PETERSEN, S., SOMMER, S. (2012): Mitigation of greenhouse gases from agriculture: Role of models. *Acta Agriculturae Scandinavica Section A-Animal Science* 62, 4, 212–224.
- SCHLEYER, C., PLIENINGER, T. (2011): Obstacles and options for the design and implementation of payment schemes for ecosystem services provided through farm trees in Saxony, Germany. *Envir. Conserv.* 38, 04, 454–463.
- SCHMIDT, T. G., RÖDER, N., DAUBER, J., KLIMEK, S., LAGGNER, A., WITTE, T. de, OFFERMANN, F., OSTERBURG, B. (2014): Biodiversitätsrelevante Regelungen zur nationalen Umsetzung des Greenings der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU nach 2013, Download unter [http://literatur.ti.bund.de/digbib\\_extern/bitv/dn053406.pdf](http://literatur.ti.bund.de/digbib_extern/bitv/dn053406.pdf). (09.06.2015).
- SCHNOTZ, W. (2002): Towards an Integrated View of Learning From Text and Visual Displays. *Educational Psychology Review* 14, 1, 101–120.
- SCHOLZ, M. (2012): Ökosystemfunktionen von Flussauen – Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion ; Ergebnisse des F+E-Vorhabens (FKZ 3508 850 100), Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- SCHRAMMEK, J., KASPERCZYK, N., WEIS, M., HÜLEMEYER, K., OSTERBURG, B., NITSCH, H., WOLFF, A. (2012): Vorschläge zur Ausgestaltung von Instrumenten für einen effektiven Schutz von Dauergrünland, BfN, Bonn.
- SCHÜMANN, K. (2010): Naturschutzstandards für den Biomasseanbau – Ergebnisse des gleichnamigen F+E-Vorhabens (FKZ 3507 82-150), Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- SCHÜTZE, G., GEUPEL, M.: Stickstoff - Zuviel des Guten? – Überlastung des Stickstoffkreislaufs zum Nutzen von Umwelt und Mensch wirksam reduzieren. UMWELTBUNDESAMT (UBA), HRSG., Dessau-Roßlau, 42 S., Download unter <http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/4058.pdf>. (05.09.2015).
- SENBAYRAM, M., CHEN, R., WIENFORTH, B., HERRMANN, A., KAGE, H., MÜHLING, K., DITTERT, K. (2014): Emission of N<sub>2</sub>O from Biogas Crop Production Systems in Northern Germany. *Bioenerg. Res.* 7, 4, 1223–1236.
- SIEBERT, R., TOOGOOD, M., KNIERIM, A. (2006): Factors Affecting European Farmers' Participation in Biodiversity Policies. *Sociologia Ruralis* 46, 4, 318–340.
- SMELCER, J., CARMEL, E. (1997): The Effectiveness of Different Representations for Managerial Problem Solving: Comparing Tables and Maps. *Decision Sciences* 28, 2, 391–420.
- SONNTAG, N. (1987): Cumulative effects assessment – A context for further research and development, CEARC, [Hull, Quebec].

- SOUSSANA, J.-F., SALÈTES, S., SMITH, P., SCHILS, R., OGLE, S., ALLARD, V., AMBUS, P., AMÉZQUITA, M., ARROUAYS, D., BALL, B., BOECKX, P., BRÜNING, C., BUCHMANN, N., BUENDIA, L., CAMPBELL, C., CELLIER, P., CERNUSCA, A., CLIFTON-BROWN, J., DÄMMGEN, U., EWERT, F., FIORELLI, J.-L., FLECHARD, C., FREIBAUER, A., FUHRER, J., HARRISON, R., HENSEN, A., HIEDERER, R., JANSSENS, I., JAYET, P.-A., JONES, M., JOUANY, J.-P., JUNGKUNST, H., KUIKMAN, P., LAGREID, M., LEFFELAAR, P., LEIP, A., LOISEAU, P., MARTIN, C., MILFORD, C., NEFTEL, A., OENEMA, O., OLESEN, J., PESMAJOGLOU, S., PETERSEN, S., PILEGAARD, K., RASCHI, A., REES, R., SEZZI, E., SKIBA, U., STEFANI, P., SUTTON, M., VAN AMSTEL, A., VAN CLEEMPUT, O., VAN PUTTEN, B., VAN WESEMAEL, B., VERHAGEN, J., VIOVY, N., VUICHARD, N., TUBA, Z., WEIGEL, H.-J., WILLERS, H. (2004): Greenhouse Gas Emissions from European Grasslands. CarboEurope GHG Report. Specific Study 3.
- STICKSEL, E. (2010): Wintergetreide zur Erzeugung von Ganzpflanzensilage als Biogassubstrat, 8 S., Download unter [http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/ipz/dateien/leitfaden\\_2010-02\\_biogasforum.pdf](http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/ipz/dateien/leitfaden_2010-02_biogasforum.pdf). (19.07.2015).
- STIEPEL, B., PÖLKING, A., WILL, J., PREMKE-KRAUS, M., OPPERMAN, R. (2006): Bioenergie und Biogasförderung nach dem neuen EEG und ihre Auswirkungen auf Natur und Landschaft, Wolfenbüttel.
- THRÄN, D., EDEL, M., PFEIFER, J., PONITKA, J., RODE, M., KNISPEL, S. (2011): Identifizierung strategischer Hemmnisse und Entwicklung von Lösungsansätzen zur Reduzierung der Nutzungskonkurrenzen beim weiteren Ausbau der Biomassenutzung. DBFZ Report 4.
- TILLMANN, J. (2011): Bewertung von Maisäckern als Lebensraum für die Tierwelt der Agrarlandschaft mit Hilfe von Fotofallen. In: REICH, M., RÜTER, S., Hrsg., Auswirkungen des großflächigen Anbaus von Energiepflanzen auf die Tierwelt der Agrarlandschaft, Cuvillier, Göttingen.
- TILLMANN, J., VOIGT, U. (2011): Zur ökologischen Bedeutung der Feldfrucht Mais für den Feldhasen. In: REICH, M., RÜTER, S., Hrsg., Auswirkungen des großflächigen Anbaus von Energiepflanzen auf die Tierwelt der Agrarlandschaft, Cuvillier, Göttingen, 193–206.
- TYLER, T. (2006): Why people obey the law, Princeton University Press, Princeton, N.J.
- TYLER, T. (2011): Why people cooperate – The role of social motivations, Princeton University Press, Princeton, N.J.
- TYLER, T., BLADER, S. (2000): Cooperation in groups – Procedural justice, social identity, and behavioral engagement, Psychology Press, Philadelphia, PA.
- Umweltbundesamt (2011): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2011 – Nationaler Inventarbericht zum deutschen Treibhausgasinventar 1990–2009. Climate change 11, Umweltbundesamt, Dessau.
- UMWELTBUNDESAMT (2015): Vorsorgeprinzip – Prinzip des Umweltrechts. UMWELTBUNDESAMT, HRSG., DOWNLOAD UNTER <http://www.umweltbundesamt.de/themen/nachhaltigkeit-strategien-internationales/umweltrecht/umweltverfassungsrecht/vorsorgeprinzip>. (04.10.2015).
- UMWELTBUNDESAMT (UBA): Lachgas und Methan. UMWELTBUNDESAMT (UBA), HRSG., DOWNLOAD UNTER <http://www.umweltbundesamt.de/themen/boden-landwirtschaft/umweltbelastungen-der-landwirtschaft/lachgas-methan>. (05.09.2015).
- UMWELTBUNDESAMT (UBA) (2015a): Beitrag der Landwirtschaft zu den Treibhausgas-Emissionen. UMWELTBUNDESAMT (UBA), HRSG., DOWNLOAD UNTER <http://www.umweltbundesamt.de/daten/land-forstwirtschaft/landwirtschaft/beitrag-der-landwirtschaft-zu-den-treibhausgas>.
- UMWELTBUNDESAMT (UBA) (2015b): Grünlandumbruch – Gründe für den Grünlandverlust. UMWELTBUNDESAMT (UBA), HRSG., DOWNLOAD UNTER <https://www.umweltbundesamt.de/daten/land-forstwirtschaft/landwirtschaft/gruenlandumbruch>. (04.11.2015).
- UNFCCC (1994): Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen, 25 S.

- UNITED NATIONS (UN) (1998): Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change. UNITED NATIONS (UN), HRSG., 20 S., Download unter <http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.pdf>.
- UNITED NATIONS (UN) FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGEN (UNFCCC) (2014): Global Warming Potentials. UNITED NATIONS (UN) FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGEN (UNFCCC), Hrsg., Download unter [http://unfccc.int/ghg\\_data/items/3825.php](http://unfccc.int/ghg_data/items/3825.php). (05.11.2015).
- URBAN, B., HAAREN, C., KANNING, H., KRAHL, J., MUNACK, A. (2011): Methode zur Bewertung der Biodiversität in Ökobilanzen am Beispiel biogener Kraftstoffe – Aussagemöglichkeiten und -grenzen für Ökobilanzen auf Bundesebene auf der Basis vorhandener Daten, Cuvillier Verlag, Göttingen.
- VAN DER HORST, D. (2007): Assessing the efficiency gains of improved spatial targeting of policy interventions; the example of an agri-environmental scheme. *Journal of Environmental Management* 85, 4, 1076–1087.
- VAN DER HORST, D. (2008): Social enterprise and renewable energy – Emerging initiatives and communities of practice. *Social Enterprise Journal* 4, 3, 171–185.
- VAN DER HORST, D. (2011): Adoption of payments for ecosystem services – An application of the Hågerstrand model. *Applied Geography* 31, 2, 668–676.
- VELLINGA, T., DE HAAN, M. H. A., SCHILS, R., EVERS, A., VAN DEN POL-VAN DASSELAAR, A. (2011): Implementation of GHG mitigation on intensive dairy farms: Farmers' preferences and variation in cost effectiveness. *LIVESTOCK SCIENCE* 137, 1-3, 185–195.
- VELLINGA, T., VAN DEN POL-VAN DASSELAAR, A., KUIKMAN, P. (2004): The impact of grassland ploughing on CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions in the Netherlands. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 70, 1, 33–45.
- VENTEREA, R., BURGER, M., SPOKAS, K. (2005): Nitrogen Oxide and Methane Emissions under Varying Tillage and Fertilizer Management. *Journal of Environment Quality* 34, 5, 1467.
- VERDI, M., KULHAVY, R. (2002): Learning With Maps and Texts – An Overview. *Educational Psychology Review* 14, 1, 27–46.
- VLEESHOUWERS, L., VERHAGEN, A. (2002): Carbon emission and sequestration by agricultural land use: a model study for Europe. *Global Change Biology* 8, 6, 519–530.
- VOGEL, K. (2009): Entwicklung und Erprobung von softwaregestützten Methoden des Biodiversitätsmanagements auf landwirtschaftlichen Betrieben. Dissertation, Hannover.
- Wahl, J.; Dröschmeister, R.; Langgemach, T.; Sudfeldt, C. (2011): Vögel in Deutschland - 2011, DDA; BfN; LAG VSW, Münster.
- WALKER, L., JOHNSTON, J. (1999): Guidelines for the Assessment of Indirect and Cumulative Impacts as well as Impact Interactions, Luxembourg.
- WEIS, J., MUCHOW, T., SCHUMACHER, W. (2000): Akzeptanz von Programmen zur Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft. In: SCHWEPPE-KRAFT, B., Hrsg., *Innovativer Naturschutz. Partizipative und marktwirtschaftliche Instrumente. Eine Zusammenfassung der Ergebnisse der Tagung „Innovative Instrumente des Naturschutzes - Konsequenzen für Forschung, Politik und Praxis“ vom 1. - 4. Dezember 1997 an der Internationalen Naturschutzakademie Insel Vilm, Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg*, 107–120.
- WEIß, C., REICH, M. (2011): Erntereste auf Feldern im Herbst in Abhängigkeit von Fruchtart und Bodenbearbeitung – Untersuchungen zum Nahrungsangebot für Vögel unter Berücksichtigung des Energiepflanzenanbaus. In: REICH, M., RÜTER, S., Hrsg., *Auswirkungen des großflächigen Anbaus von Energiepflanzen auf die Tierwelt der Agrarlandschaft*, Cuvillier, Göttingen, 131–162.
- WIEHE, J., RODE, M., KANNING, H. (2010): Raumanalyse I – Auswirkungen auf Natur und Landschaft. In: RODE, M. W., KANNING, H., Hrsg., *Natur- und raumverträglicher Ausbau energetischer Biomassepfade*, Ibidem-Verlag, Stuttgart, 21–90.

- WIEHE, J., RUSCHKOWSKI, E. v., RODE, M., KANNING, H., HAAREN, C. v. (2009): Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus auf die Landschaft am Beispiel des Maisanbaus für die Biogasproduktion in Niedersachsen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 41, 4, 107–113.
- WILLMS, M., GLEMNITZ, M., HUFNAGEL, J. (2009): Schlussbericht zu Teilprojekt II: – „Ökologische Folgewirkungen des Energiepflanzenanbaus“.
- WILSTACKE, L., PLANKL, R. (1988): *Freiwillige Produktionsminderung, empirische Analyse – Akzeptanz und Wirkungen des niedersächsischen Grünbracheprogramms und anderer Angebote zur freiwilligen Produktionsminderung*, Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup.
- WÖBSE, H. (2002): *Landschaftsästhetik – Über das Wesen, die Bedeutung und den Umgang mit landschaftlicher Schönheit*, Ulmer, Stuttgart.
- WOOD, M. (1994): Visualization in Historical Context. In: MACEACHREN, A. M., TAYLOR, D. R., Hrsg., *Visualization in modern cartography*, Pergamon, Oxford, U.K., New York, 13–26.
- YAMULKI, S., JARVIS, S. (2002): Short-term effects of tillage and compaction on nitrous oxide, nitric oxide, nitrogen dioxide, methane and carbon dioxide fluxes from grassland. *Biology and Fertility of Soils* 36, 224–231.
- YANAI, R., STEHMAN, S., ARTHUR, M., PRESCOTT, C., FRIEDLAND, A., SICCAMA, T., BINKLEY, D. (2003): Detecting Change in Forest Floor Carbon. *Soil Science Society of America Journal* 67, 5, 1583.
- YOUNG, O. (2002): *The institutional dimensions of environmental change – Fit, interplay, and scale*, MIT Press, Cambridge, Mass.
- ZAPF, R., SCHULTHEIß, U. (2013): Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Betriebe, Darmstadt, 10 S., Download unter [https://www.ktbl.de/fileadmin/user\\_upload/artikel/Management/Bewertungssysteme/Nachhaltigkeit-landwirtschaftlicher-Betriebe.pdf](https://www.ktbl.de/fileadmin/user_upload/artikel/Management/Bewertungssysteme/Nachhaltigkeit-landwirtschaftlicher-Betriebe.pdf). (17.09.2015).
- Zapf, Rita; Schultheiß, Ute; Oppermann, Rainer (2009): *Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Betriebe – Eine vergleichende Beurteilung von Betriebsbewertungssystemen*, KTBL, Darmstadt.
- ZICK, A. (2005): Die Konflikttheorie der Theorie sozialer Identität. In: BONACKER, T., Hrsg., *Sozialwissenschaftliche Konflikttheorien*, VS Verlag für Sozialwissenschaften, 409–426.
- ZIMMERMANN, T., KARPENSTEIN-MACHAN, M. (16.12.2012): Deckungsbeitragsrechner Fruchtfolge, basierend auf Linearer Optimierung. Email.

## Anhang

- Anhang I – Landwirtschaftliche Umweltberatungssysteme
- Anhang II – Forschungsfragen, Arbeitsschritte, Methoden und schriftliche Beiträge
- Anhang III (1) – Leitfaden für das fokussierte Interview
- Anhang III (2) – Vorlage Deckungsbeitragsbedingung für das fokussierte Interview
- Anhang IV – Table S1 (supporting information) zu Paper V
- Anhang V – Policy Implications

## Anhang I – Landwirtschaftliche Umweltberatungssysteme

Möglichkeiten der Initiierung einer klima- und naturschutzfreundlichen Landwirtschaft  
gemäß Subsidiaritätsprinzip am Beispiel der Biogasproduktion

Nr	Modell	Biodiversität		Klimarelevanz		Anwendungsgebiet	Darstellung
		Habitatqualität	Biotopverbund	Landnutzung/ Landwirtschaft	Landnutzgs.änderung		
		Indikatoren					
1.	INDIGO	<u>Pressure:</u> Kulturartenvielfalt (Kulturartenvielfalt * Shannon-Index f. Verteilung), Schlaggröße	/	Bouwman-Koeffizient (Emissionsfaktor 1,25%)	/	Nord de Loire - Frankreich	Datenbank, tabellarisch, Polygon-Grafik
2.	KUL/KSNL	<u>Pressure:</u> Kulturartenvielfalt (Shannon-Index), Schlaggröße (Median), Anteil an ökologisch wertvollen Flächen (ÖLF)	/	Energiebilanz, N-Stall-/N- Hofterbilanz (Emissionsfaktor IPCC)	/	Deutschland	Datenbank, tabellarisch, Polygon-Grafik
3.	REPRO	<u>Pressure:</u> Kulturartenvielfalt (Shannon-Index), Schlaggröße (Median), Anteil an ökologisch wertvollen Flächen (ÖLF), Dauerstilllegungsflächen und chemisch nicht behandelter Flächen (nach PSM-Index);  <u>Sensitivity:</u> Biotopentwicklungspotenti al (BEP)	/	N <sub>2</sub> O (gem. Dämmgen 2007 – Em.faktor IPCC: 1,25%); CO <sub>2</sub> Humusbilanz Bewirtschaftung; Wirtschaftsdüngermanage ment (gem. IPCC 2006); CH <sub>4</sub> Verdauung Wieder- käuer	Nur für Soja-importe	Deutschland, mit Anpassung ggf. übertragbar auf gewisse andere EU-Länder	Datenbank, graphische Benutzeroberfläche

Möglichkeiten der Initiierung einer klima- und naturschutzfreundlichen Landwirtschaft  
gemäß Subsidiaritätsprinzip am Beispiel der Biogasproduktion

4.	SALCA	Pressure: lit.basierte Datengrundlage zu Wirkungen von Anbaumaßnahmen auf Indikatorgruppen (Artenvielfalt und spezialisierte und gefährdete Arten); Bewertung von landwirtschaftlich genutzten Biotoptypen und Bewirtschaftungskategorien	/	Bouwman-Koeffizient (Emissionsfaktor 1,25%), Emissionen aus Düngemittelherstellung, indirekte N <sub>2</sub> O-Em. Auswaschung + NH <sub>3</sub> -Verluste (aktuell auf homepage nicht mehr zu finden...)	/	Schweiz (Artenlisten)	Datenbank, tabellarisch, Polygon-Grafik
5.	Naturbilanz Singen	Pressure: Anzahl Kulturen > 5% LF, Randlänge Schläge/ha, Anzahl artenreicher Schläge (gemäß Leitarten), Anzahl seltener Sorten/Rassen (Kulturpflanzen/Nutztiere), Anzahl Landschaftselemente, Anteil Extensivflächen	/	?	?	Baden-Württemberg	Datenbank, tabellarisch
6.	RISE	Pressure: Anteil intensiv bewirtschafteter Fläche an gesamten landwirtschaftlichen Fläche; Schlaggröße; Flächenanteil mit hoher Artenvielfalt; PSM-Einsatz; Artenvielfalt beförderndes	/	N- und P-Einträge/-Bilanz; Wirtschaftsdüngerlagerung; Ausbringungsmethode org. Dünger	/	global	Datenbank, tabellarisch, Polygon-Grafik

Möglichkeiten der Initiierung einer klima- und naturschutzfreundlichen Landwirtschaft  
gemäß Subsidiaritätsprinzip am Beispiel der Biogasproduktion

7.	OCIS PG	<p>Anbausystem</p> <p>Pressure: Vorhandensein eines Schutzplanes; Preisauszeichnungen; Anteil mit Fläche gem. Biodiversitätsaktionsplans; artenfreundliche Flächennutzung; Artenmonitoring; Anteil eigens geschützter Habitate; Flächenbewertung durch Natural England; Teilnahme an AUM; Anteil Dauergrünland, Hecken, Pufferrandzonen, naturnahe Wälder/Gehölze, Randstreifen, überwinternde Stoppeln;</p> <p>Sensitivity: Flächen mit Interesse f.d. Naturschutz; Anteil bedrohter und seltener Arten</p>	/	Vorhandensein eines CALM-audits*	Vorhandensein eines CALM-audits*	Groß-Britannien	Radar-Grafik
8.	EMA	<p>Pressure: Heckenanteil sowie Länge, Höhe, Weite, prozentualer Lückenanteil (?), Artenzahl (Anteil (nicht-)heimischer); Zeitpunkt und Häufigkeit der Heckenpflege; Baumanteil; PSM-Einsatz;</p>	?	CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> (genaue Quelle unklar), N <sub>2</sub> O, NH <sub>3</sub> (Emissionsfaktoren, n.n.)	/	Groß-Britannien, global	Datenbank, graphische Benutzeroberfläche

Möglichkeiten der Initiierung einer klima- und naturschutzfreundlichen Landwirtschaft  
gemäß Subsidiaritätsprinzip am Beispiel der Biogasproduktion

		Sensitivity: Flächen in/nahe von Schutzgebieten;					
9.	DLG-Nachhaltigkeitsstandard	Pressure: Kulturarten- und Sortenanzahl; Flächenanteil ohne PSM-Einsatz; reduzierte Bodenbearbeitung	/	THG-Emissionen – nicht erläutert welche und wie berechnet	/	Deutschland	GIS-basiert
10	MiLA Bioenergiebilanzierung	/	/	CO <sub>2</sub> aus Dieselverbrauch, Düngungsbasierte Emissionen (N <sub>2</sub> O, NH <sub>3</sub> , NO und CO <sub>2</sub> ; Emissionsfaktoren IPCC und Bouwman-Koeffizient)	/	?	Datenbank?
11	MANUELA	Pressure: N-Pressure; Habitatqualität (Biotopwert); Länge, Breite, Höhe und Artenzahl (Anteil heimischer und nicht heimischer Arten) von Hecken, Überhälter etc.; Vorhandensein von Randstreifen, Säumen, Baumreihen etc.; Schnitthäufigkeit und -höhe auf Grünland; PSM-Einsatz; überwinternde Stoppeln; Anteil Sommergetreide; Anteil Kulturarten an gesamtlandwirtschaftlicher Fläche;  Sensitivity: Biotopentwicklungspotenti	Anzahl und Verteilung von Landschaftselementen	Direkte N <sub>2</sub> O-Emissionen aus der Düngung nach MODE** (Parameter: Bodenart, pH-Wert, N <sub>tot</sub> , N-Zufuhr, Anbaukultur, Niederschlag, Temperatur, Düngemittel etc.)	CO <sub>2</sub> aus Grünlandumbruch	Deutschland – unterschiedliche Bundesländer	GIS-gestützt

Möglichkeiten der Initiierung einer klima- und naturschutzfreundlichen Landwirtschaft  
gemäß Subsidiaritätsprinzip am Beispiel der Biogasproduktion

		al (BEP); Anteil gefährdeter und seltener Arten					
12	Kulturlandplan	(kein genauer Schutzgutbezug – in Gesamtbewertung Hinweis auf Vorteile für Biodiversität) Ausstattung mit Landschaftselementen (Anteil ha/% an Betriebsfläche); Naturverträgliche Bewirtschaftung, Maschineneinsatz; Anteil extensiver Acker/Grünlandfläche; Artenvielfalt Ackerbegleitflora und auf Grünland;	/	/	/	Deutschland	Datenbank, textliche und tabellarische Darstellung
13	Cool Farm Tool	/	/	Empirisch basierte Berechnung, C-Speicherung, CO <sub>2</sub> -Senke; C-Eintrags-klasse; CO <sub>2</sub> aus Kalkung und Urea-Düngung (IPCC-Emissionsfaktor); CO <sub>2</sub> aus unterschiedlicher Bodenbearbeitung; geographische Lage, Ernteerträge, Bodeneigenschaften, Bodenbearbeitungsmethode; CH <sub>4</sub> und N <sub>2</sub> O aus Wirtschaftsdüngemanagement; direkter Energieverbrauch; PSM-Einsatz; direkte N <sub>2</sub> O-	Nicht ganz eindeutig.	USA	Datenbank, tabellarisch/graphisch

Möglichkeiten der Initiierung einer klima- und naturschutzfreundlichen Landwirtschaft  
gemäß Subsidiaritätsprinzip am Beispiel der Biogasproduktion

14	CALM	/	/	Em.: Düngemitteltyp, Kulturartengruppe, Bodenkörnung, SOC, pH-Wert, Drainage, Klima; indirektes N <sub>2</sub> O : IPCC-Emissionsfaktor 1 % der NO- und NH <sub>3</sub> -Emissionen; Düngemittel und PSM-Einsatz, Viehbesatz; primärer Energieverbrauch;			
				Empirisch basierte Berechnung (IPCC-Emissionsfaktoren); N <sub>2</sub> O Düngung: Düngemittel/-menge, Vieh/Geflügelart, Kulturart und Ernteerträge; THG aus Kalkung; Energiebedingte THG	THG unterschd. LUC; unterscheidung mineralische (nicht spezifiziert) + org. Böden	Groß-Britannien	Datenbank, ? (webbasiert)
15	ClimateYardstick	Extra tool, s. nachfolgend	/	Empirisch basierte Berechnung (IPCC-Emissionsfaktoren); THG aus Tierhaltung, Energieeinsatz und Ackerbau – auch düngebasierte (genaue THG und Indikatoren nicht spezifiziert)	?	Niederlande – unklar, ob auch in Nachbarländern, wie unten	Datenbank, graphische Benutzeroberfläche (webbasiert)
16	Climate Yardstick - Gaia Biodiversity	Angebaute Kulturarten, gehaltene Tierarten; PSM- und Düngemiteileinsatz; Bodenbearbeitung; extensiver Ackerbau; verzögerte Mahdzeitpunkte etc.;	/	Extra tool, s. zuvor	/	Niederlande – mit kleineren Anpassungen auch in Nachbarländern, u.a. BRD	Datenbank, graphische Benutzeroberfläche (webbasiert)

Möglichkeiten der Initiierung einer klima- und naturschutzfreundlichen Landwirtschaft  
gemäß Subsidiaritätsprinzip am Beispiel der Biogasproduktion

		Flächenanteil und Pflege (nicht-produktiver) Landschaftselemente wie Gewässer, Hecken etc.; Schutzgebietsmanagement; Grünfläche und Bewirtschaftung auf dem Hofgelände					
17	GEST-Modell	/	/	/	THG-Emissionen aus unterschiedlich genutzten Mooren mittels Indikator Vegetationsentwicklung	Deutschland - Mitteleuropa	?

Quellen: 1. (BOCKSTALLER & RABOLIN, BOCKSTALLER et al. 2006) 2. (ZAPF et al. 2009, GOODLASS et al. 2001, BOCKSTALLER et al. 2006) 3. (DÄMMGEN, FRANK et al. 2013, PRIVATES INSTITUT FÜR NACHHALTIGE LANDBEWIRTSCHAFTUNG GMBH, BOCKSTALLER et al. 2006) 4. (JEANNERET et al. 2009, JEANNERET et al. 2014, BOCKSTALLER et al. 2006); 5. (OPPERMANN 2001); 6. (HÄNI et al. 2003, HÄNI et al. 2006a, HÄNI et al. 2006b, ZAPF & SCHULTHEIß 2013) 7.(GERRARD et al. 2011) \*<http://www.calm.cla.org.uk/>; 8. (LEWIS & BARDON 1998, GOODLASS et al. 2001, HALBERG et al. 2005) 9. (CHRISTEN et al. 2013, ZAPF et al. 2009); 10. (GLEMNITZ et al. 2014); 11. (HAAREN et al. 2012, HAAREN et al. 2008c); \*\* (DECHOW & FREIBAUER 2011); 12. (SCHERTLER & BILAU 2010, SCHERTLER); 13. (HILLIER et al. 2011, COUNTRY LAND & BUSINESS ASSOCIATION et al., SCHILS et al. 2012); 14. (COUNTRY LAND & BUSINESS ASSOCIATION et al., SCHILS et al. 2012)15.(CLM, SCHILS et al. 2012) 16. (CLM); 17. (COUWENBERG et al. 2008, COUWENBERG et al. 2011)

Anhang II – Forschungsfragen, Arbeitsschritte, Methoden und schriftliche Beiträge

Nr.	Forschungsfragen	Arbeitsschritte	Methoden	Kapitel/Artikel
1.	<b>Theoretische Folgen der Landnutzung auf den Klimaschutz</b>			
1.1	Welche Auswirkungen haben Landnutzung und Landnutzungsänderungen in Abhängigkeit zur standörtlichen Empfindlichkeit auf die THG-Entwicklung und wie können diesbezügliche THG-Emissionen vermieden bzw. vermindert werden?	Sichtung und Auswertung bestehender Forschungsergebnisse	Literatur- und Datenbank analyse	Saathoff W, Haaren Cv (2010) Landwirtschaft und Klimaschutz. Relevanz der landwirtschaftlichen Flächennutzung für den Klimaschutz. In: Reich M, Rüter S (eds) Energiepflanzenanbau und Naturschutz. Referate und Ergebnisse der gleichnamigen Fachtagung in Hannover am 30. September 2009, 1. Aufl. Cuvillier, Göttingen, pp 15–34
2.	<b>Identifizierung der relevanten Steuerungsebene für die Vermeidung/Verminderung negativer Auswirkungen des Biogaskulturenanbau auf den Klima- und Artenschutz</b>			
2.1	Wie lässt sich die erforderliche Entscheidungsträger-/Planungsebene für die Steuerung von Maßnahmen eines umweltfreundlichen Biogaskulturenanbaus in Abhängigkeit zur räumlichen (oder zeitlichen) Ausdehnung einer Auswirkung identifizieren?	Sichtung und Auswertung bestehender Forschungsergebnisse	DPSIR-Analyse, Relevanzbaum, Literaturrecherche	Saathoff W, Haaren Cv, Rode M (2013) Scale-Relevant Impacts of Biogas Crop Production. A methodology to assess environmental impacts and farm management capacities. In: Ruppert H, Kappas M, Ibendorf J (eds) Sustainable boenergy poduction. An integrated approach. Springer, Dordrecht, pp 181–216
3.	<b>Bewertung landnutzungsbedingter Klimafolgen und Maßnahmen(synergie)potentiale auf regionaler Ebene</b>			
3.1	Wie lassen sich Auswirkungen von Landnutzungen und Landnutzungsänderungen auf die THG-Entwicklung auf der regionalen Ebene bewerten? Welche Synergie- und	Zuordnung von bodentypspezifischen Emissionswerten zu regionalen Bodendaten und Verschneidung mit Plänen für Artenschutzmaßnahmen des Landschaftsrahmenplanes für ein	GIS-Analyse	Haaren Cv, Saathoff W, Galler C (2012) Integrating climate protection and mitigation functions with other landscape functions in rural areas: a landscape planning approach. Journal of

Nr.	Forschungsfragen	Arbeitsschritte	Methoden	Kapitel/Artikel
	Konfliktpotentiale zwischen Klimaschutz und anderen Landschaftsfunktionen müssen bei der regionalen Maßnahmenplanung berücksichtigt werden?	Untersuchungsgebiet		Environmental Planning and Management 55 (1):59–76. doi: 10.1080/09640568.2011.580558
4.	<b>Bewertung und Maßnahmenpotentiale des Biogaskulturenanbaus im Hinblick auf den Klima- und Artenschutz auf der Betriebsebene</b>			
4.1	Wie lassen sich Auswirkungen von Landnutzungen und Landnutzungsänderungen (aus dem Biogaskulturenanbau) auf die CO <sub>2</sub> - und N <sub>2</sub> O-Entwicklung auf der betrieblichen Ebene bewerten?	Entwicklung eines Werkzeuges zur CO <sub>2</sub> -Bewertung landwirtschaftlicher Moornutzung und Grünlandumbruch für den Einsatz in MANUELA	Indikatorenbildung, Tabellenkalkulation	Saathoff W, Haaren C, Dechow R, Lovett A (2013) Farm-level assessment of CO <sub>2</sub> and N <sub>2</sub> O emissions in Lower Saxony and comparison of implementation potentials for mitigation measures in Germany and England. Reg Environ Change 13(4):825–841. doi: 10.1007/s10113-012-0364-8
		Operationalisierung des N <sub>2</sub> O-Modelles MODE (vTI, ) zur Ermittlung düngebasierter N <sub>2</sub> O-Emissionen in MANUELA.	Indikatorenbildung, Tabellenkalkulation	
		Anwendung und Kallibrierung der entwickelten MANUELA-Werkzeuge auf drei Testbetrieben – Erfassung der wesentlichen Bewirtschaftungsparameter für die Bewertung der Auswirkung auf das THG-Emissionsrisiko	GIS-Analyse, Anwendung der naturschutzfachlichen Betriebsmanagementsoftware MANUELA	
4.2	Wie lassen sich landnutzungsbedingte Auswirkungen auf den Artenschutz auf der betrieblichen Ebene bewerten?	Entwicklung und Anpassung von Werkzeugen in MANUELA zur Bewertung der Auswirkungen landwirtschaftlicher Landnutzung auf den Artenschutz.	Literaturrecherche, Expertengespräche, Indikatorenbildung	Kapitel 8
		Anwendung und Kallibrierung der entwickelten MANUELA-Werkzeuge auf drei Testbetrieben	Biotoptypenkartierung, (nicht-systematische) Erfassung Vogelarten	

Nr.	Forschungsfragen	Arbeitsschritte	Methoden	Kapitel/Artikel
5.	<b>Einschätzung von Potentialen und Hindernissen zur Initiierung von Schutzmaßnahmen von der Betriebsebene auf Basis der Motive und Kapazitäten der Biogaskulturanbauer</b>			
5.1	Welche Kapazitäten und Motive haben Landwirte, ihren Energiepflanzenanbau hinsichtlich Arten- und Klimaschutz zu optimieren?	Befragung der drei Testlandwirte zu den Bewertungsergebnissen und individualisierten Maßnahmenvorschläge für einen optimierten Biogaskulturenanbau.	Fokussiertes Interview	Saathoff W ( <i>in review</i> ) The Motives of Farmers for Environmentally Adapted Biogas Crop Cultivation – Two Qualitative Studies from Lower Saxony, Germany. PlosOne. <i>In review</i>
		Anlage eines virtuellen Betriebs sowie Bewertung, Maßnahmenkonzept und Kostenkalkulation der Maßnahmen als Basis für ein Discrete Choice Experiment (s. 6.3).	GIS-Anwendung, Kostenkalkulation (z.B. Deckungsbeitragsrechner)	
		Befragung weiterer Landwirte auf Basis von Bewertungsergebnissen und Maßnahmenvorschlägen für einen virtuellen Biogaskulturenanbaubetrieb	Discrete Choice Experiment	
5.2.	Welche Rolle spielen räumlich schlaggenau dargestellte Informationen über Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus, potentieller Schutzmaßnahmen sowie deren Kosten auf die Maßnahmenbereitschaft von Landwirten?	Befragung der drei Testlandwirte zu den Bewertungsergebnissen und individualisierten Maßnahmenvorschläge für einen optimierten Biogaskulturenanbau.	Fokussiertes Interview	The Value of Site-Specific Cartographic Information for Farmers´ Decision Making Process to Implement Conservation Measures: Results from a Qualitative Discrete Choice Experiment. <i>- unpublished</i>
		Anlage eines virtuellen Betriebs sowie Bewertung, Maßnahmenkonzept und Kostenkalkulation der Maßnahmen als Basis für ein Discrete Choice Experiment (s. 6.3).	GIS-Anwendung, Kostenkalkulation (z.B. Deckungsbeitragsrechner)	
		Befragung weiterer (sieben) Landwirte auf Basis von gestaffelten Informationen zu Flächenmanagement, Bewertungsergebnissen und Maßnahmenvorschlägen für einen virtuellen Biogaskulturenanbaubetrieb.	Discrete Choice Experiment	

Möglichkeiten der Initiierung einer klima- und naturschutzfreundlichen Landwirtschaft  
gemäß Subsidiaritätsprinzip am Beispiel der Biogasproduktion

Nr.	Forschungsfragen	Arbeitsschritte	Methoden	Kapitel/Artikel
<b>6.</b>	<b>Diskussion der Maßnahmeninitiiierbarkeit durch Biogaskulturanbauer - Synthese skalenabhängiger und motivbasierter Voraussetzungen</b>			
6.1	Welche Konflikte mit Arten- und Klimaschutz können theoretisch von der Betriebsebene aus gelöst werden, welche bedürfen regionaler Steuerung?	Analyse der Abhängigkeit der erforderlichen Steuerungsebene zur Konfliktvermeidung von der räumlichen Skala/Entscheidungsebene von Wirkkräften, Empfindlichkeiten und Auswirkungen	Diskussion	Kapitel 12

## Anhang III (1) – Leitfaden für das fokussierte Interview

## Leitfaden für das Fokussierte Interview

- 1) Einstieg ins Thema
  - a) Mundöffner - Offene Einstiegsfrage
  - b) Können Sie mir erzählen, wie Sie Umwelteistungen und -probleme Ihres Betriebes für den Umweltschutz einschätzen? Falls Sie hier genaue Beispiele haben, könnten Sie mir das auch gerne anhand dieser Karte auch zeigen. **Vorlage Blankokarte Betriebsflächen, Landwirte Vor-/Nachteile einzeichnen lassen.**
  - c) Wie schätzen Sie die Leistungen Ihres Betriebs und Ihrer Flächenbewirtschaftung für die Umwelt ein auf einer Skala von -5 bis +5, wenn 0 der Standard der gfp ist.
  - d) Welche Auswirkungen Ihrer betrieblichen Flächennutzung könnten über dessen Grenzen hinweg wirksam sein?
  - e) Wie leiten Sie diese Einschätzung ab? Welche Gründe sehen Sie dafür?
  - f) Planen Sie derzeit vielleicht irgendwelche Maßnahmen oder Verbesserungen für Ihre Umwelteistungen auf Ihrem Betrieb und wenn ja, wo und welche wären das? **Landwirt Maßnahmen in Karte einzeichnen lassen.**
  - g) Haben sich diese Maßnahmen für sie ökonomisch oder anderweitig rentiert?
- 2) Problemzentrierung - Zeigen von Bewertungsergebnissen des Betriebes (Karten):
  - a) Wenn ich Ihnen nun einmal zeigen darf, wie wir Ihren Betrieb auf Basis der uns vorliegenden Informationen eingeschätzt haben. Wir haben diese unterteilt in: **Zeigen von Ergebnissen (Karten: CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, Biotopqualität mit Begründung, Biotopverbund, Landmanagement –Biodiv)**
    - i) Effekte, die räumlich auf der Betriebsebene verbleiben und
    - ii) Effekte, die die räumlichen Grenzen des Betriebs überschreiten
  - b) Was halten Sie von den Ergebnissen?
    - i) Wo stimmen diese mit Ihrer Einschätzung und Ihrer Erwartung überein, wo nicht? Was war neu für Sie?
- 3) Aktivierungsfrage - Frage nach persönlichem Beitrag zur Problemlösung sowie offene Fragen über persönliche Bewertung (Erzählanreiz) und Spezifizierung von Fragen
  - a) Aus den zuvor gezeigten Ergebnissen haben wir nun Maßnahmenvorschläge entwickelt und uns würde interessieren, wie Sie vor dem Hintergrund dieser neuen Informationen die Kapazität in Ihrem Betrieb einschätzen, einige dieser Maßnahmen umzusetzen und. Wir haben die Maßnahmen dabei unterteilt in solche, die für sie eigentlich kostendeckend sein müssten und solche, die für sie mit Mehrkosten verbunden sein könnten. Die Kosten sind allerdings nur grob geschätzt.
    - i) Zeigen von **Karte kostendeckende Maßnahmen** (Stoppelfeld, eigene Fruchtfolge, Absprache mit Nachbar zu abgestimmter Fruchtfolge, Sommergetreide, Säume an Südseite schützen, räumlich-zeitlich angepasste Düngung, Grünlanderhalt, Einsatz Balkenmäher?)  
**(1) Welche dieser Maßnahmen könnten Sie sich vorstellen umzusetzen und welche nicht, wenn die Maßnahmen für Sie kostendeckend wären? Aus welchen Gründen?**
    - ii) Zeigen von **Karte Maßnahmen mit Mehrkosten** (BEP-Begründung Maßnahmenort, Ackerlandstreifen, Blühstreifen, Wildpflanzenstreifen, Mahdhöhe GL, Hecken/Gehölzpflanzung, Säume verbreitern, Umbruchlose GL-Erneuerung, Stehenlassen von Randstreifen/Restflächen bei GL-Mahd, Verzicht auf Walzen/Schleppen bis Ende Brutzeit)

- (1) Welche dieser Maßnahmen könnten Sie sich vorstellen freiwillig umzusetzen und welche nicht, wenn diese Maßnahmen mit Mehrkosten für Sie verbunden wären und wenn ja, warum?

Gründe für die Bereitschaft/Ablehnung einzelner Maßnahmen erfragen, ggf. unter Bezug auf die Karte (z.B. Standortbedingungen der Maßnahme). Danach anhand Fragebogen Bedingung zum erforderlichen Deckungsbeitragsverhältnis (s. Anhang III)2) abfragen, unter der der Landwirt zu der Maßnahme bereit ist.

4) Ich möchte Sie jetzt zu noch mal nach möglichen Gründen und Bedingungen fragen, unter denen Sie sich vorstellen können, die Maßnahmen umzusetzen. Ich würde Ihnen jetzt eine Bedingung nennen und möchte dabei von Ihnen wissen, ob Sie unter dieser Bedingung die Maßnahme auch bei niedrigerem Deckungsbeitrag, nur bei gleichem oder nur bei höherem durchführen würden. Dann würde ich Sie noch mal fragen, ob es sich bei den unterschiedlichen Maßnahmen unterscheidet. Dazu lege ich Ihnen hier noch einmal die Übersicht über die einzelnen Maßnahmen vor (**Anhang III)2**).

- 4) Würden Sie die Maßnahmen umsetzen, wenn Sie einen höheren DB bekämen?
- 5) Würden Sie die Maßnahmen umsetzen, unter der Bedingung, dass
- ...Stromkunden oder Energievermarkter die Maßnahmen wünschen, aber nicht mehr bezahlen wollen?
  - ... Stromkunden oder Energievermarkter die Maßnahmen wünschen UND mehr dafür bezahlen wollen?
  - ...für die Maßnahmen Gelder aus Agrarumweltprogrammen gezahlt werden?
- 6) Unterscheidet sich das bei irgendeiner der aufgeführten Maßnahmen?
- 7) Aus welchen Gründen/Motiven würden Sie es machen
- Ästhetik/ Identifikation mit der Kulturlandschaft
  - Naturverbundenheit, umweltethische Gründe
  - Soziale Gründe?
    - Z.B. wenn es Akzeptanzprobleme gibt in der lokalen Bevölkerung bzw. wenn die Akzeptanz in der Bevölkerung gesteigert werden kann?
    - Wenn es Akzeptanzprobleme gibt bei anderen Landwirten und das Verhältnis zu ihnen verbessert werden kann?
    - Wenn das die Akzeptanz bei Verbänden und Vereinen gesteigert werden kann, z.B.:
- 8) Wie würde sich eine mögliche Kooperation mit anderen auf ihre Bereitschaft die Maßnahmen auswirken hinsichtlich der Akzeptanz eines geringeren Deckungsbeitrages (oder gleichen DB)? Unterscheidet sich dies bei den Maßnahmen?
- 9) Wie beeinflusst eine mögliche Kooperation mit anderen Ihre Bereitschaft, Maßnahmen auch zu einem geringeren/gleichen/höheren DB umzusetzen?
- Andere Landwirte
  - Jägerschaft, Zentralverband Jagdbesitzer etc. - lokale Ebene
  - Mit Kreislandvolk – Kreisebene
  - Mit Landesverbänden
  - Mit Naturschutzverbänden oder einzelnen naturinteressierten Bürgern?

5) Wenn Sie die Maßnahmen, die sich vorstellen könnten umzusetzen umgesetzt haben, wie schätzen Sie die Bedingungen Ihres Betriebs und Ihrer Flächenbewirtschaftung für die Umwelt dann ein auf einer Skala von -5 bis +5 (-5 ist sehr schlecht, 5 ist sehr gut, + ist gfp), wenn 0 die Einhaltung der gfp-Kriterien sind?

III) Gesprächsabschluss

Anhang III (2) – Vorlage Deckungsbeitragsbedingung für das  
fokussierte Interview

Möglichkeiten der Initiierung einer klima- und naturschutzfreundlichen Landwirtschaft  
gemäß Subsidiaritätsprinzip am Beispiel der Biogasproduktion

Bedingung	Maßnahme	Bei ? % vermindertem Deckungsbeitrag	Bei unverändertem Deckungsbeitrag	Bei ?% Gewinn im Deckungsbeitrag
Würden Sie die Maßnahme umsetzen, unter der Bedingung, dass...	M1: GL-Schutz/Umbruchlos			
	M2: Fruchtfolge			
	M3: Sommergetreide			
	M4: Stoppelacker			
	M5: Schleppschlauch			
	M6: Ackerrandstreifen			
	M7: Randstreifen GL			
	M8: Reduktion GL-Schnitte			

Anhang IV – Table S1 (supporting information) zu Paper V

Möglichkeiten der Initiierung einer klima- und naturschutzfreundlichen Landwirtschaft  
gemäß Subsidiaritätsprinzip am Beispiel der Biogasproduktion

Category	Motive	Impact on general willingness <sup>1</sup>	Impact on willingness and dependence on contribution margin (cb)			Motive type	Interview partner
			Reduced cb (-)	Equal cb (=)	Increasing cb (+)		
<b>All measures</b>							
Econ., Individual	Less work			accepted	promoting	recreation, loss aversion	F1
Legal- Econ., Economic	Paid by official institutions		impeding	impeding	impeding	instrum. trust/ farm existence	F1
Legal- Economic	Management obligations are often impractical	curbing				loss aversion	F1
Social	Social acceptance from society		accepted	promoting	promoting	identity	F2
Social, Economic	If society shares the costs			accepted	promoting	distributive justice, loss aversion	F3
Economic	If anybody pays the difference			accepted	promoting	loss aversion	F3
Legal-Economic	Conservation measures to prevent cumulative impacts on the landscape level would only stimulate authorities to pass even more licenses	curbing				distributive justice, loss aversion	F3
Economic	to prevent cumulative impacts (s.a.) from biogas crop producers		curbing	accepted		loss aversion	F2

Möglichkeiten der Initiierung einer klima- und naturschutzfreundlichen Landwirtschaft  
gemäß Subsidiaritätsprinzip am Beispiel der Biogasproduktion

Category	Motive	Impact on general willingness <sup>1</sup>	Impact on willingness and dependence on contribution margin (cb)			Motive type	Interview partner
			Reduced cb (-)	Equal cb (=)	Increasing cb (+)		
Legal-Economic	Same restrictions for all farmers + if dir. Payments are wanted		accepted			Distributive justice	F3
<b>Unsprayed field margins</b>							
Legal-Economic	If it is paid by a private sector		curbing	accepted		instrum. trust	F1
Economic	If following costs are also covered		curbing	accepted		loss aversion	F3 <sup>iv</sup>
Economic	If it can be used as biogas substrate		accepted <sup>xviii</sup>	promoting	promoting	loss aversion	F2 <sup>v</sup>
Economic	Reduction of profit due to weed distribution	curbing				loss aversion	F2
Social	No publicity-effect/social acc.	curbing				Identity	F2
<b>Flower strips</b>							
Economic	On marginal sites	promoting				loss aversion	F7
Economic	If it can be used as biogas substrate	accepted				loss aversion	F4,7
Economic	If he receives donation receipts		accepted <sup>xix</sup>			loss aversion	F7
Individual	Increase game habitats -	promoting				recreation	F5 <sup>vii</sup>

Möglichkeiten der Initiierung einer klima- und naturschutzfreundlichen Landwirtschaft  
gemäß Subsidiaritätsprinzip am Beispiel der Biogasproduktion

Category	Motive	Impact on general willingness <sup>1</sup>	Impact on willingness and dependence on contribution margin (cb)			Motive type	Interview partner
			Reduced cb (-)	Equal cb (=)	Increasing cb (+)		
	hunting						
Social	Responsibility for citizens, who support farmers due to their taxes		promoting	promoting	promoting	Procedural justice, identity	F4
Social	Social acceptance from society	accepted				identity	F4,7,8,9
Social	Social acceptance from society		promoting	promoting	promoting	identity	F2
Economic	prevent conflicts with landlord to maintain land use rights	curbing				farm existence	F5
Social	Subjective perception of maize problem by society	curbing				Procedural justice	F5 <sup>xii</sup>
Environmental ethics	his landscape is already diverse enough	curbing				ecol. Sense of measure	F8
<b>Crop type diversification</b>							
Economic	If newly introduced crop can compete with most profitable reg. culture		curbing	accepted	promoting	loss aversion	F3
Environmental ethics/ Economic	Not clear – maybe care for nature and/or care for productivity with respect to soil fertility		accepted (at least four crop types, cp. tab. 2)			care for nature? loss aversion?	F4, 5,6, 7,10

Möglichkeiten der Initiierung einer klima- und naturschutzfreundlichen Landwirtschaft  
gemäß Subsidiaritätsprinzip am Beispiel der Biogasproduktion

Category	Motive	Impact on general willingness <sup>1</sup>	Impact on willingness and dependence on contribution margin (cb)			Motive type	Interview partner
			Reduced cb (-)	Equal cb (=)	Increasing cb (+)		
Economic	Complying with supply contracts	Curbing				loss aversion	F8
<b>Cultivation of cup plant</b>							
Social	Social acceptance from society		acceptance/ promoting	acceptance/ promoting		identity	F7 <sup>xiii</sup>
Social	Harvest as biogas substrate in mid-august, when bees frequent the plant – conflicts with bee-keepers	curbing				identity	F9
Economic	No yields in first year, only 50% yield in the second year	curbing				loss aversion	F9
<b>Matching of crop type allocation</b>							
Social	Trustful relationship among farmers			accepted		motive-based trust	F1
Economic	Opposed to profitability	curbing				loss aversion	F8
Economic	if plot size is too small (too high machining costs)	curbing				loss aversion	F2,3,4
Environmental ethics	Plots in their regions are <3,5 (F6) resp. <7 (F4) ha, so that matching makes no ecological sense	curbing				ecol. Sense of measure	F3, 4,6
<b>Increasing share summer crops</b>							

Möglichkeiten der Initiierung einer klima- und naturschutzfreundlichen Landwirtschaft  
gemäß Subsidiaritätsprinzip am Beispiel der Biogasproduktion

Category	Motive	Impact on general willingness <sup>i</sup>	Impact on willingness and dependence on contribution margin (cb)			Motive type	Interview partner
			Reduced cb (-)	Equal cb (=)	Increasing cb (+)		
Economic	Reduced work BUT Opposed to profitabl. <sup>ii</sup>		curbing	curbing/ acceptance	promoting	loss aversion	F1, F2
Environmental ethics	Site-specific ecological trade-offs	curbing				ecol. Sense of measure	F1, 3
Economic	if freezing incidences lead to yield losses (e.g. in Winter Wheat - evasion crop)		accepted			loss aversion	F
<b>Overwintering stubble fields</b>							
Economic	If following costs are also covered		curbing	accepted	promoting	loss aversion	F1 <sup>iii</sup> , 2 <sup>iv</sup>
<b>Wooden structure</b>							
Economic	Soil fertility	promoting				farm existance	F4, 5
Economic	Cattle maintenance	promoting				farm existance	F1
Economic	Only work expense		accepted			loss aversion	F2, 9
Legal- Economic/ Social	If farmers are included in planning process of habitat network concepts	promoting				instrumental trust, identity	F2, 6
Economic	If it does not hamper the work process		accepted			loss aversion	F6

Möglichkeiten der Initiierung einer klima- und naturschutzfreundlichen Landwirtschaft  
gemäß Subsidiaritätsprinzip am Beispiel der Biogasproduktion

Category	Motive	Impact on general willingness <sup>1</sup>	Impact on willingness and dependence on contribution margin (cb)			Motive type	Interview partner
			Reduced cb (-)	Equal cb (=)	Increasing cb (+)		
Economic	If it does not hamper the work process			accepted		loss aversion	F2
Legal- Econ./Social	If decision autonomy is maintained		accepted			instrum.+mot.-based trust	F3 <sup>vi</sup> , 4
Legal- Econ./- Social	Mistrust of voluntary implemented measures become compulsory – “lock-in-effects”	curbing				instrum.+mot.-based trust, procedural justice	F2, 3
Individual, Environmental ethics	Care for natural scenery		accepted			Recreation, care for natural scenery	F2, 3 <sup>viii</sup>
Environmental ethics	Care for nature		accepted			care for nature	F2, 3
Legal-Social	Mistrust to be taken to law for way of hedgerow maintenance	curbing				motive- based + instrum. trust	F2,3
Economic	Maintaining land-use rights	Impeding (on rented land)				farm existence	F5, 6
Individ., Economic	More work	curbing				recreation, loss aversion	F2, 8
Social	Social acceptance of plot neighbors	curbing				identity	F3

Möglichkeiten der Initiierung einer klima- und naturschutzfreundlichen Landwirtschaft  
gemäß Subsidiaritätsprinzip am Beispiel der Biogasproduktion

Category	Motive	Impact on general willingness <sup>I</sup>	Impact on willingness and dependence on contribution margin (cb)			Motive type	Interview partner
			Reduced cb (-)	Equal cb (=)	Increasing cb (+)		
Environmental ethics	Catch crop, conserv. tillage etc. countervail against soil erosion	curbing				ecol. sense of measure	F6,7, 10
<b>Maintaining permanent grassland</b>							
Legal, Economic	Where it is legally prescribed		accepted			Procedural justice; loss aversion?	F6, 8
Economic	Cattle maintenance		accepted <sup>xvii</sup>			farm existence	F8
Economic	If it can be used as biogas substrate	accepted				loss aversion	F6,7,10
Environmental ethics	Care for nature		accepted/ curbing <sup>ix</sup>	promoting	promoting	care for nature	F4
Economic	Oppose to profitability	curbing				loss aversion	F5
Economic	Ploughing and re-seeding or pesticide-use and direct seeding is more expensive than re-seeding by slitting procedure <sup>xvi</sup>	Promoting				loss aversion	F1
Environmental ethics	Certain species depend on grassland habitats and are threatened by extinction	None - irrelevant				care for nature	F1

Möglichkeiten der Initiierung einer klima- und naturschutzfreundlichen Landwirtschaft  
gemäß Subsidiaritätsprinzip am Beispiel der Biogasproduktion

Category	Motive	Impact on general willingness <sup>I</sup>	Impact on willingness and dependence on contribution margin (cb)			Motive type	Interview partner
			Reduced cb (-)	Equal cb (=)	Increasing cb (+)		
Environmental ethics	Ploughing of peatlands leads to extremely high GHG-emissions	None - irrelevant				ecol. sense of measure	F1
Economic, Legal	Lock-in-effects due to prohibition to convert permanent grassland	impeding				farm exist./ loss aversion, distributive justice	F1 <sup>xi</sup> ,4,9
<b>Site-specific fertilization</b>							
Legal, economic	Where it is legally prescribed		Accepted			Procedural justice; loss aversion	F1
<b>Reducing to max. 2 cuts on grassland</b>							
Legal	Where it is legally prescribed		Accepted			Procedural justice	F1 <sup>i</sup>
Economic	Opposed to profitability		Impeding	Impeding	Impeding	farm existence	

**S1 Tab.- Legend:** *Impeding* = stated reason (contribution margin and/or motive) completely impedes measure implementation; *Curbing* = stated reason curbes the willingness to implement the measure. However, it might be influenced due to differing incentives; *Accepted* = Measure implementation for stated motive and precondition for contribution margin accepted, without further payments. (But steering/motivation due to third parties probably required); *Promoting* = Stated contribution margin and/or motive promotes implementation of the measure (can initiate measure, himself. No motivation due to third parties required); **I:** general statement, no comment to presupposed contribution margin; **i:** no general statement, but he follows the law about only one cut of grasslands permitted in a landscape protection area. **ii:** summer wheat has a higher weather sensitivity and notable lower yields. If summer crops are integrated in a winter crop dominated crop rotation, work peaks can be dispersed and thereby work costs can be saved, since no additional staff has to be paid. **iii:** if summer barley is cultivated, loss for not intertillage has to be covered; **iv:** costs due to

*germinating crops of former crop, which could not germinate because of weed pressure or which generally germinates in next crop; v: e.g. no flowering strips in sugar beets, because strips have to be maintained until 15<sup>th</sup> October. Required earlier date to load beets creates opposition with that task. vi: precondition: cooperation partner is hunting community in order to stay independent from environmental demands; vii: implementation as a hunting strip, i.e. located in the middle of a plot. viii: summer wheat has a higher weather sensitivity and notable lower yields. If summer crops are integrated in a winter crop dominated crop rotation, work peaks can be dispersed and thereby, work costs can be saved, since no additional staff has to be paid; ix: reduced contribution margin led him to converse as little as possible into cropland, because he cared for the CO<sub>2</sub>-effect. However, the financial loss still moved him to a certain extent; x: amounts of cuts the most important in dairy production. Requires 5-6 cuts for profitability and health of his cattle; xi: ploughs grassland plot, manages it as is arable weed with ploughing only to maintain scope of action for cropland usage. xii: F3 and F4 also complained of the misperception of society with respect to the maize problem – but not particularly related to flowering strips; xiii: cultivation only on small farm area; xiv: it should be noticed that grassland cuts for biogas substrate are mostly additional cuts and thus implicate an intensified grassland management. This might oppose to biodiversity targets, so that the measure in this case would mainly target to carbon storage; xv: local identity can be developed through the medium of the cultural landscape. Farmers, who are important creators of this cultural landscape can take responsibility for this element of local identity, in collaboration e.g. with rambling clubs etc., while other citizens take care for other aspects (shared responsibility – justice towards farmers). xvi: refers to grassland rejuvenation of permanent grasslands, because ploughing grasslands as a rejuvenation practice also releases relevant amounts of GHG (depending on soil properties). xvii: accepted reduced contribution margin refers to the single plot-level, as long as it is more profitable for the farm-level. This is the case, if he has still enough to maintain his cattle, because dairy production is his main production sector. xviii: In fact, his contribution margin thereby increases, again, but it might be still a little lower, compared to maize. xix: In consequence, his total income increases, subsequently.*

## Anhang V – Policy Implications

Möglichkeiten der Initiierung einer klima- und naturschutzfreundlichen Landwirtschaft  
gemäß Subsidiaritätsprinzip am Beispiel der Biogasproduktion

Category	Motive	Impact on general willingness <sup>I</sup>	Impact on willingness and dependence on contribution margin (cb)			Motive type	Potential responses <sup>II</sup> by environmental institutions and organizations	Inter-view partner
			Reduced cb (-)	Equal cb (=)	Increasing cb (+)			
<b>All measures</b>								
Econ., Individual	Less work			accepted	promoting	recreation, loss aversion	Research about env. effective measures with less work input cp. to original management	F1
Legal-Econ., Economic	Paid by official institutions		impeding	impeding	impeding	instrum. trust/ farm existence	?	F1
Legal-Economic	Management obligations are often impractical	curbing				loss aversion	differentiation of legal obligations according to site conditions; regionally differentiated legislation	F1
Social	Social acceptance from society		accepted	promoting	promoting	identity	Consultance about env. effective measures	F2
Social, Economic	If society shares the costs			accepted	promoting	distributive justice, loss aversion	Campaigns for really “green” bioenergy consumption (nature near produced); certification programs	F3
Economic	If anybody pays the difference			accepted	promoting	loss aversion	Financial incentives	F3
Legal-Economic	Conservation measures to prevent cumulative impacts on the landscape level would only stimulate authorities to pass even	curbing				distributive justice, loss aversion	Legal authority should rather restrict biogas plant licences, in advance (precautionary principle)	F3

Möglichkeiten der Initiierung einer klima- und naturschutzfreundlichen Landwirtschaft  
gemäß Subsidiaritätsprinzip am Beispiel der Biogasproduktion

Category	Motive	Impact on general willingness <sup>i</sup>	Impact on willingness and dependence on contribution margin (cb)			Motive type	Potential responses <sup>ii</sup> by environmental institutions and organizations	Inter-view partner
			Reduced cb (-)	Equal cb (=)	Increasing cb (+)			
	more licenses							
Economic	to prevent cumulative impacts (s.a.) from biogas crop producers		curbing	accepted		loss aversion	Legal authority should rather restrict biogas plant licences, in advance (precautionary principle)	F2
Legal-Economic	Same restrictions for all farmers + if dir. Payments are wanted		accepted			Distributive justice	self-regulative?	F3
<b>Unsprayed field margins</b>								
Legal-Economic	If it is paid by a private sector		curbing	accepted		instrum. trust	?	F1
Economic	If following costs are also covered		curbing	accepted		loss aversion	Measure fundings should include following costs	F3 <sup>iv</sup>
Economic	If it can be used as biogas substrate		accepted <sup>xv</sup> iii	promoting	promoting	loss aversion	Allowance to use material as biogas substrate; Co-funding of overwintering stubbles (e.g. LANUV NRW 2010)	F2 <sup>v</sup>
Economic	Reduction of profit due to weed distribution	curbing				loss aversion	Allowance of selective weed control in consultation with env. authority (cp. LANUV NRW 2010)	F2
Social	No publicity-effect/social acc.	curbing				Identity	Publicity campaigns (e.g. boards, guided tours etc.)	F2

Möglichkeiten der Initiierung einer klima- und naturschutzfreundlichen Landwirtschaft  
gemäß Subsidiaritätsprinzip am Beispiel der Biogasproduktion

Category	Motive	Impact on general willingness <sup>i</sup>	Impact on willingness and dependence on contribution margin (cb)			Motive type	Potential responses <sup>ii</sup> by environmental institutions and organizations	Inter-view partner
			Reduced cb (-)	Equal cb (=)	Increasing cb (+)			
<b>Flower strips</b>								
Economic	On marginal sites	promoting				loss aversion	Consultation, often self-regulated	F7
Economic	If it can be used as biogas substrate	accepted				loss aversion	Not required, since funding payments for agri-env.-measures (aem) have been increased (e.g. LWK 2015)	F4,7
Economic	If he receives donation receipts		accepted <sup>xi</sup> <sub>x</sub>			loss aversion	Prove possibility, if donation receipts can be dealt out in exchange	F7
Individual	Increase game habitats - hunting	promoting				recreation	Cooperation with hunting communities for env. adequate implementation	F5 <sup>vii</sup>
Social	Responsibility for citizens, who support farmers due to their taxes		promoting	promoting	promoting	Procedural justice, identity	Self-regulated	F4
Social	Social acceptance from society	accepted				identity	Self-regulated because of increased fundings (s.a.)	F4,7,8,9
Social	Social acceptance from society		promoting	promoting	promoting	identity	Self-regulated	F2
Economic	prevent conflicts with landlord to maintain	curbing				farm existence	Research about long-term impacts to weed infestation, round tables with	F5

Möglichkeiten der Initiierung einer klima- und naturschutzfreundlichen Landwirtschaft  
gemäß Subsidiaritätsprinzip am Beispiel der Biogasproduktion

Category	Motive	Impact on general willingness <sup>i</sup>	Impact on willingness and dependence on contribution margin (cb)			Motive type	Potential responses <sup>ii</sup> by environmental institutions and organizations	Inter-view partner
			Reduced cb (-)	Equal cb (=)	Increasing cb (+)			
	land use rights						landlords to find solutions	
Social	Subjective perception of maize problem by society	curbing				Procedural justice	Objective, regionally differentiated assessment and discussion of impacts and driving forces of different cultivated cultures (not only Maize)	F5 <sup>xii</sup>
Environmental ethics	his landscape is already diverse enough	curbing				ecol. Sense of measure	If motive is professionally legitimated, no action required. Otherwise env. Consultation.	F8
<b>Crop type diversification</b>								
Economic	If newly introduced crop can compete with most profitable reg. culture		curbing	accepted	promoting	loss aversion	assessment and consultation about site-specific contribution margin and potential other advantages (e.g. disperse of work peaks, less work, soil protection, natural scenery) of alternative cultures on plot and farm-level.	F3
Environmental ethics/ Economic	Not clear – maybe care for nature and/or care for productivity with respect to soil fertility		accepted (at least four crop types, cp. tab. 2)			care for nature? loss aversion?	Prove of motives and representativeness of results by quantitative study	F4, 5,6, 7,10

Möglichkeiten der Initiierung einer klima- und naturschutzfreundlichen Landwirtschaft  
gemäß Subsidiaritätsprinzip am Beispiel der Biogasproduktion

Category	Motive	Impact on general willingness <sup>i</sup>	Impact on willingness and dependence on contribution margin (cb)			Motive type	Potential responses <sup>ii</sup> by environmental institutions and organizations	Inter-view partner
			Reduced cb (-)	Equal cb (=)	Increasing cb (+)			
Economic	Complying with supply contracts	Curbing				loss aversion	Assessment and consultation about site specific potentials of alternative biogas substrates	F8
<b>Cultivation of cup plant</b>								
Social	Social acceptance from society		acceptance/ promoting	acceptance/ promoting		identity	Stimulate trans-regional exchange of experience about cultivation success/failure and reasons in order to increase profitability and acceptance of this rel. new culture	F7 <sup>xiii</sup>
Social	Harvest as biogas substrate in mid-august, when bees frequent the plant – conflicts with beekeepers	curbing				identity	Round tables between beekeepers and farmers; if possible, bees can be transported to still flowering fallows, or similar.	F9
Economic	No yields in first year, only 50% yield in the second year	curbing				loss aversion	Consultation about long-term contribution margins. Organisations of trans-regional working-groups for experience exchange about cultivation practices and yield improvements.	F9

Möglichkeiten der Initiierung einer klima- und naturschutzfreundlichen Landwirtschaft  
gemäß Subsidiaritätsprinzip am Beispiel der Biogasproduktion

Category	Motive	Impact on general willingness <sup>i</sup>	Impact on willingness and dependence on contribution margin (cb)			Motive type	Potential responses <sup>ii</sup> by environmental institutions and organizations	Inter-view partner
			Reduced cb (-)	Equal cb (=)	Increasing cb (+)			
<b>Matching of crop type allocation</b>								
Social	Trustful relationship among farmers			accepted		motive-based trust	Initialising round tables with farmers in order to promote the measure	F1
Economic	Opposed to profitability	curbing				loss aversion	?	F8
Economic	if plot size is too small (too high machining costs)	curbing				loss aversion	?	F2,3,4
Environmental ethics	Plots in their regions are <3,5 (F6) resp. <7 (F4) ha, so that matching makes no ecological sense	curbing				ecol. Sense of measure		F3, 4,6
<b>Increasing share summer crops</b>								
Economic	Reduced work BUT Opposed to profitabl. <sup>ii</sup>		curbing	curbing/acceptance	promoting	loss aversion	?	F1, F2
Environmental ethics	Site-specific ecological trade-offs	curbing				ecol. Sense of measure	Site-specific prove of ec. trade-offs, measure design in cooperation with farmer	F1, 3

Möglichkeiten der Initiierung einer klima- und naturschutzfreundlichen Landwirtschaft  
gemäß Subsidiaritätsprinzip am Beispiel der Biogasproduktion

Category	Motive	Impact on general willingness <sup>i</sup>	Impact on willingness and dependence on contribution margin (cb)			Motive type	Potential responses <sup>ii</sup> by environmental institutions and organizations	Inter-view partner
			Reduced cb (-)	Equal cb (=)	Increasing cb (+)			
Economic	if freezing incidences lead to yield losses (e.g. in Winter Wheat - evasion crop)		accepted			loss aversion	Self-regulative	F
<b>Overwintering stubble fields</b>								
Economic	If following costs are also covered		curbing	accepted	promoting	loss aversion	Measure fundings should include following costs (see sec. X)	F1 <sup>iii</sup> , 2 <sup>iv</sup>
<b>Wooden structure</b>								
Economic	Soil fertility	promoting				farm existence	Self-regulative	F4, 5
Economic	Cattle maintenance	promoting				farm existence	Self-regulative	F1
Economic	Only work expense		accepted			loss aversion	Funding of planting material; consultation and impulsion for measure, as required	F2, 9
Legal-Economic/ Social	If farmers are included in planning process of habitat network concepts	promoting				Instrumental trust, identity	Include farmers in planning process of habitat network concepts	F2, 6

Möglichkeiten der Initiierung einer klima- und naturschutzfreundlichen Landwirtschaft  
gemäß Subsidiaritätsprinzip am Beispiel der Biogasproduktion

Category	Motive	Impact on general willingness <sup>i</sup>	Impact on willingness and dependence on contribution margin (cb)			Motive type	Potential responses <sup>ii</sup> by environmental institutions and organizations	Inter-view partner
			Reduced cb (-)	Equal cb (=)	Increasing cb (+)			
Economic	If it does not hamper the work process		accepted			loss aversion	Include farmers in planning process of habitat network concepts; Discussion about eligible sites and plants from econ. and ecol. perspective with farmer. If ecol. alternative differs too much in costs, then substitution, if advantage for biodiv. legitimates this.	F6
Economic	If it does not hamper the work process			accepted		loss aversion	As before + funding of planting material	F2
Legal-Econ./Social	If decision autonomy is maintained		accepted			instrum.+ mot.-based trust	?	F3 <sup>vi</sup> , 4
Legal-Econ./-Social	Mistrust of voluntary implemented measures become compulsory – “lock-in-effects”	curbing				instrum.+ mot.-based trust, procedural justice	Depending on individual measure	F2, 3
Individual, Environmental ethics	Care for natural scenery		accepted			Recreation, care for natural scenery	Impulsion for measure (e.g. due to campaigns to support local identity); consultation	F2, 3 <sup>viii</sup>
Environmental ethics	Care for nature		accepted			care for nature	As before	F2, 3

Möglichkeiten der Initiierung einer klima- und naturschutzfreundlichen Landwirtschaft  
gemäß Subsidiaritätsprinzip am Beispiel der Biogasproduktion

Category	Motive	Impact on general willingness <sup>I</sup>	Impact on willingness and dependence on contribution margin (cb)			Motive type	Potential responses <sup>II</sup> by environmental institutions and organizations	Inter-view partner
			Reduced cb (-)	Equal cb (=)	Increasing cb (+)			
Legal-Social	Mistrust to be taken to law for way of hedgerow maintenance	curbing				motive-based + instrum. trust	Discussions with farmers about reasons for inadequate maintenance; consultation support; one possibility: collective maintenance of woods due to specialized staff of maintenance community (e.g., Realverband)	F2,3
Economic	Maintaining land-use rights	Impeding (on rented land)				farm existence	Assess regionally, if this is a reason for lack of wooden structure – if so, round table with landlords to assess willingness to agree with plantings.	F5, 6
Individ., Economic	More work	curbing				recreation, loss aversion	One possibility: collective maintenance of woods due to specialized staff, organized by farmer community (e.g., Realverband). Proval, if it could be partly subsidised.	F2, 8
Social	Social acceptance of plot neighbors	curbing				identity	Planting along natural borders (ditches, pathes, streets). If planting along neighbour plot is required (e.g. to protect for soil erosion), consultation about (if required monetarized) advantages.	F3

Möglichkeiten der Initiierung einer klima- und naturschutzfreundlichen Landwirtschaft  
gemäß Subsidiaritätsprinzip am Beispiel der Biogasproduktion

Category	Motive	Impact on general willingness <sup>i</sup>	Impact on willingness and dependence on contribution margin (cb)			Motive type	Potential responses <sup>ii</sup> by environmental institutions and organizations	Inter-view partner
			Reduced cb (-)	Equal cb (=)	Increasing cb (+)			
Environmental ethics	Catch crop, conserv. tillage etc. countervail against soil erosion	curbing				ecol. sense of measure	If motive is professionally legitimated, no action required. Otherwise env. Consultation.	F6,7, 10
	Maintaining permanent grassland							
Legal, Economic	Where it is legally prescribed		accepted			Procedural justice; loss aversion?	Self-regulative	F6, 8
Economic	Cattle maintenance		accepted <sup>xv</sup> ii			farm existence	Self-regulative	F8
Economic	If it can be used as biogas substrate	accepted				loss aversion	Self-regulativexiv	F6,7,10
Environmental ethics	Care for nature		accepted/ curbing <sup>ix</sup>	promoting	promoting	care for nature	Self-regulative (to a certain extent, see ix)	F4
Economic	Oppose to profitability	curbing				loss aversion	Legal restrictions to converse permanent grasslands on hydromorphe mineral and organic soils as such of defined value for other natural assets (e.g. water protection areas, habitats for threaten species etc.)	F5

Möglichkeiten der Initiierung einer klima- und naturschutzfreundlichen Landwirtschaft  
gemäß Subsidiaritätsprinzip am Beispiel der Biogasproduktion

Category	Motive	Impact on general willingness <sup>i</sup>	Impact on willingness and dependence on contribution margin (cb)			Motive type	Potential responses <sup>ii</sup> by environmental institutions and organizations	Inter-view partner
			Reduced cb (-)	Equal cb (=)	Increasing cb (+)			
Economic	Ploughing and re-seeding or pesticide-use and direct seeding is more expensive than re-seeding by slitting procedure <sup>xvi</sup>	Promoting				loss aversion	Self-regulating	F1
Environmental ethics	Certain species depend on grassland habitats and are threatened by extinction	None - irrelevant				care for nature	Using synergies between other aspects of nature and landscape (which might be relevant to the farmer) and species conservation (e.g. natural scenery, maybe in combination with campaigns for a local identity) <sup>xv</sup>	F1
Environmental ethics	Ploughing of peatlands leads to extremely high GHG-emissions	None - irrelevant				ecol. sense of measure	As before + consultation about relevance of agricultural management to climate conservation	F1
Economic, Legal	Lock-in-effects due to prohibition to convert permanent grassland	impeding				farm exist./ loss aversion, distributive justice	?	F1 <sup>xi</sup> ,4,9

Möglichkeiten der Initiierung einer klima- und naturschutzfreundlichen Landwirtschaft  
gemäß Subsidiaritätsprinzip am Beispiel der Biogasproduktion

Category	Motive	Impact on general willingness <sup>i</sup>	Impact on willingness and dependence on contribution margin (cb)			Motive type	Potential responses <sup>ii</sup> by environmental institutions and organizations	Inter-view partner
			Reduced cb (-)	Equal cb (=)	Increasing cb (+)			
<b>Site-specific fertilization</b>								
Legal, economic	Where it is legally prescribed		Accepted			Procedural justice; loss aversion	Include obligations for low impact (to climate, water etc.) fertilization techniques/ practices within supplying contracts of biogas plant	F1
<b>Reducing to max. 2 cuts on grassland</b>								
Legal	Where it is legally prescribed		Accepted			Procedural justice	Self-regulated (in protected areas)	F1 <sup>i</sup>
Economic	Opposed to profitability		Impeding	Impeding	Impeding	farm existence	?	

**Legend:**

*Impeding = stated reason (contribution margin and/or motive) completely impedes measure implementation.*

*Curbing = stated reason curbs the willingness to implement the measure. But it might be influenced due to differing incentives.*

*Accepted = Measure implementation for stated motive and precondition for contribution margin accepted, without further payments. (But steering/motivation due to third parties probably required)*

*Promoting = Stated contribution margin and/or motive promotes measure implementation. (can initiate measure, him-self. No motivation due to third parties required).*

*I: general statement, no comment to presupposed contribution margin; II: only selection of potential responses. No claim for completeness! i: no general statement, but he follows the law about only one cut permitted in a landscape protection area, where he possesses some grasslands. ii: summer wheat has a higher weather sensitivity*

*and notable lower yields. If summer crops are integrated in winter crops dominated crop rotation, work peaks can be dispersed and thereby, work costs can be saved, since no additional staff has to be paid. **iii**: if summer barley is cultivated, loss for not practiced intertillage has to be covered, as well; **iv**: costs due to germinating crops of former crop, which could not germinate because of weed pressure or which generally germinates in next crop; **v**: e.g. no flowering strips in sugar beets, because strips have to be maintained until 15<sup>th</sup> October. Required earlier date to load beets oppose with that task. **vi**: precondition: cooperation partner is hunting community in order to stay independent from environmental demands; **vii**: implementation as hunting strip, i.e. located in the middle of a plot. **viii**: summer wheat has a higher weather sensitivity and notable lower yields. If summer crops are integrated in winter crops dominated crop rotation, work peaks can be dispersed and thereby, work costs can be saved, since no additional staff has to be paid; **viii**: both only want material costs, no work expense costs; **ix**: reduced contribution margin led him to converse as little as possible into cropland, because he cared for the CO<sub>2</sub>-effect. However, the financial loss still moved him to a certain extent; **x**: amounts of cuts the most important in dairy production. Requires 5-6 ain profitability and health of his cattle; **xi**: ploughs grassland plot, manages it as is arable weed with ploughing only to maintain scope of action for cropland usage. **xii**: F<sub>3</sub> and F<sub>4</sub> also complained the misperception of society with respect to the maize problem – but not particularly related to flowering strips; **xiii**: cultivation only on small farm area; **xiv**: it should be noticed that grassland cuts for biogas substrate are mostly additional cuts and thus implicate an intensified grassland management. This might oppose to biodiversity targets, so that the measure in this case would mainly target to carbon storage; **xv**: local identity can be developed through the medium of the cultural landscape. Farmers, who are important creators of this cultural landscape can take responsibility for this element of local identity, in collaboration e.g. with rambling clubs etc., while other citizens take care for other aspects (shared responsibility – justice towards farmers). **xvi**: refers to grassland renovation of permanent grasslands, because renovation practice, to plough grasslands, inbetween, releases relevant amounts of GHG (depending on soil properties).*



## Eidesstattliche Erklärung

Hiermit versichere ich, die vorliegende Dissertation selbständig angefertigt und keine anderen, als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt zu haben. Die Arbeit wurde noch nicht als Dissertation oder als Prüfungsarbeit vorgelegt.

Teile der Dissertation wurden mit Zustimmung der Betreuer, Prof. Dr. Christina von Haaren und Prof. Dr. Michael Rode, in folgenden Beiträgen vorab veröffentlicht:

Saathoff, Wiebke; Haaren, Christina von (2010): Landwirtschaft und Klimaschutz. Relevanz der landwirtschaftlichen Flächennutzung für den Klimaschutz. In: Michael Reich und Stefan Rüter (Hg.): Energiepflanzenanbau und Naturschutz. Referate und Ergebnisse der gleichnamigen Fachtagung in Hannover am 30. September 2009. 1. Aufl. Göttingen: Cuvillier (Umwelt und Raum, 1), S. 15–34.

(veröffentlicht)

Saathoff, Wiebke; Haaren, Christina von; Rode, Michael (2013): Scale-Relevant Impacts of Biogas Crop Production. A methodology to assess environmental impacts and farm management capacities. In: Hans Ruppert, Martin Kappas und Jens Ibendorf (Hg.): Sustainable bioenergy production. An integrated approach. Dordrecht: Springer, S. 181–216.

(veröffentlicht)

Haaren, Christina von; Saathoff, Wiebke; Galler, Carolin (2012): Integrating climate protection and mitigation functions with other landscape functions in rural areas: a landscape planning approach. In: *Journal of Environmental Planning and Management* 55 (1), S. 59–76. DOI: 10.1080/09640568.2011.580558.

(veröffentlicht)

Saathoff, Wiebke; Haaren, Christina; Dechow, René; Lovett, Andrew (2013): Farm-level assessment of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions in Lower Saxony and comparison of implementation potentials for mitigation measures in Germany and England. In: *Reg Environ Change* 13 (4), S. 825–841. DOI: 10.1007/s10113-012-0364-8.

(veröffentlicht)

Saathoff, Wiebke (eingereicht): The Motives of Farmers for Environmentally Adapted Biogas Crop Cultivation – Two Qualitative Studies from Lower Saxony, Germany. Biogas Crop Producers' Motives and Capacities for Conservation Measures. In: *PlosOne*. eingereicht.

(eingereicht)

Saathoff, Wiebke (Einreichung geplant): The Value of Site-Specific Cartographic Information for Farmers' Decision Making Process to Implement Conservation Measures. Results from a Qualitative Discrete Choice Experiment.

(Einreichung geplant)

Hannover, den 24. November 2015