

Aus dem Institut für Agrarökonomie  
der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

**Modellierung der Wechselwirkung zwischen  
Landwirtschaft und Nachhaltigkeit:  
Ableitung und Anwendung eines  
ökonomisch-ökologischen Verbundmodells am  
Beispiel Schleswig-Holsteins**

Dissertation  
zur Erlangung des Doktorgrades  
der Agrar- und Ernährungswissenschaftlichen Fakultät  
der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

vorgelegt von  
M.Sc. Ernst Christian Albrecht  
aus Husum

Kiel, 2016

---

Dekan: Prof. Dr. Eberhard Hartung

1. Berichterstatter: Prof. Dr. Dr. Christian Henning

2. Berichterstatter: Prof. Dr. Friedhelm Taube

Tag der mündlichen Prüfung: 13. Juli 2016

Gedruckt mit Genehmigung der Agrar- und Ernährungswissenschaftlichen Fakultät  
der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

Diese Dissertation kann als elektronisches Medium  
über den Internetauftritt der Universitätsbibliothek Kiel  
([www.ub.uni-kiel.de](http://www.ub.uni-kiel.de); [eldiss.uni-kiel.de](http://eldiss.uni-kiel.de))  
aus dem Internet geladen werden.

## Danksagung

*„It was the best of times, it was the worst of times, it was the age of wisdom, it was the age of foolishness...“* - Charles Dickens, A tale of two cities.

Dieses nicht ganz ernstgemeinte Zitat beschreibt die wechselnde Gemütslage im Verlauf vieler und so auch meiner Promotionszeit. Die vorliegende Arbeit wäre durch die Unterstützung der folgenden Personen, insbesondere in den schwierigen Zeiten, nicht möglich gewesen.

Besonders möchte ich meinem Doktorvater Herrn Prof. Dr. Dr. Christian Henning für die Möglichkeit der Promotion an seinem Lehrstuhl danken. Seine fachliche Unterstützung und seine Bereitschaft unterschiedliche Themen, Fragestellungen und Ergebnisse stets engagiert zu diskutieren, haben mir sehr geholfen. Darüber hinaus hat er mir in jeder Phase, auch bei eigenwilligen und langwierigen Problemen helfend zur Seite gestanden.

Herrn Prof. Dr. Friedhelm Taube möchte ich für die Übernahme des Zweitgutachtens danken und mich für die gute Zusammenarbeit in gemeinsamen Projekten bedanken, die ich in guter Erinnerung behalten werde.

Bei meinen ehemaligen Arbeitskollegen Sascha Stark, Laura Seide, Nana Zubek, Eva Krampe, Svetlana Petri, Johannes Hedtrich, Johannes Raabe, Eric Linhardt und Christine Waschkeit möchte ich mich für die schöne Zeit am Lehrstuhl und die gemeinsamen Aktivitäten auch abseits der Arbeit bedanken. Sascha, als meinem Büropartner, gebührt besonderer Dank für das freundschaftliche und gute Klima in Raum 107 und die vielen gemeinsamen, lustigen Arbeitsstunden (sowie für das Aushalten meiner unterschiedlichen Stimmungslagen). Laura danke ich für ihre sportliche und häufig auch psychologische Unterstützung in ihrer Zeit am Lehrstuhl und ihr stets offenes Ohr auch über diese Zeit hinaus. Nana möchte ich für meine angenehme und unkomplizierte Aufnahme in die täglichen Mittags- und Kaffeerunden sowie die Beantwortung von vielen fachlichen und organisatorischen Fragen danken.

Ich danke allen meinen Freunden, die mich in meiner Promotionszeit unterstützt haben. Bei Enno, Franzi und Martin möchte ich mich besonders für das Korrekturlesen meiner Arbeit und die wertvollen Hinweise bedanken. Karl und Heike gilt mein Dank für das Ablenken und Aufbauen in schlechten Zeiten und das Antreiben in guten Zeiten.

Abschließend möchte ich meinen Eltern und meiner Familie danken, ohne deren Unterstützung weder mein Studium noch die vorliegende Arbeit möglich gewesen wären.

Kiel, im Dezember 2016

Ernst Christian Albrecht



# Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einleitung</b>	<b>1</b>
<b>I</b>	<b>Theorie und Methode</b>	<b>7</b>
<b>2</b>	<b>Ökonomische Theorie der nachhaltigen Landnutzung</b>	<b>9</b>
2.1	Nachhaltigkeit als Koppelprodukt der landwirtschaftlichen Produktion	9
2.1.1	Wechselwirkungen (Trade-offs) zwischen Nachhaltigkeit und Landwirtschaft	9
2.1.2	Formale produktionstechnische Abbildung der Nachhaltigkeit als Koppelprodukt der Landwirtschaft	17
2.2	Ökonomische Grundlagen der pareto-optimalen Bereitstellung von Nachhaltigkeitsgütern	20
2.2.1	Marktkoordination	24
2.2.2	Vertragliche Koordination	25
2.3	Marktversagen für Nachhaltigkeitsgüter	28
2.3.1	Externe Effekte	28
2.3.2	Asymmetrische Informationen	32
2.4	Prämissen für eine optimale politische Bereitstellung einer nachhaltigen Landnutzung	33
<b>3</b>	<b>Methodisches Vorgehen</b>	<b>37</b>
3.1	Regionales LP-Modell Schleswig-Holsteins	37
3.1.1	Einordnung der Methode und des Modells	37
3.1.2	Beschreibung des verwendeten Modells	40
3.1.3	Anpassungen und Erweiterungen des Modells	42
3.2	Meta-Modellierung der Stickstoffeinschränkung	47
3.2.1	Einordnung der Meta-Modellierung	47
3.2.2	Implementierung einer Hoftorbilanz	48
3.2.3	Identifizierung einer Kostenfunktion	50
3.3	Analysen politischer Implementationsverfahren	55
3.4	Einordnung und Zielsetzung der Arbeit	58
<b>II</b>	<b>Modellanwendung</b>	<b>61</b>
<b>4</b>	<b>Kosten der Einschränkung von Stickstoffdünger</b>	<b>63</b>
4.1	Stickstoffeintrag und Stickstoffüberschuss durch landwirtschaftliche Nutzung	63
4.2	Methodisches Vorgehen	65
4.2.1	Ökonometrisches Modell	67

4.3	Ergebnisse . . . . .	70
4.3.1	Ökonometrische Ergebnisse . . . . .	70
4.3.2	Deskriptive LP-Modellergebnisse . . . . .	73
4.4	Darstellung der Kostenfunktion . . . . .	78
4.4.1	Vermeidungskosten . . . . .	78
4.4.2	Regionale Effekte . . . . .	81
4.4.3	Marginale Vermeidungskosten . . . . .	84
4.5	Auswertung verschiedener Politikimplementationen . . . . .	89
4.5.1	Regulierung und kompensierte Ökologisierung . . . . .	89
4.5.2	Vertragsnachhaltigkeit . . . . .	95
4.5.3	Vergleich . . . . .	99
4.6	Fazit . . . . .	102
<b>5</b>	<b>Ökonomische Analysen der Wiedervernässung von Moorflächen</b>	<b>105</b>
5.1	Klimarelevanz von Moorflächen . . . . .	107
5.2	Beschreibung des Untersuchungsgebiets . . . . .	109
5.3	Anwendung des Modells auf die Region . . . . .	112
5.4	Ergebnisse . . . . .	117
5.4.1	Regulierung und kompensierte Ökologisierung . . . . .	117
5.4.2	Vertragsnachhaltigkeit . . . . .	120
5.4.3	Einordnung und Vergleich . . . . .	123
5.5	Fazit . . . . .	127
<b>6</b>	<b>Windenergieausbau, Naturschutzflächen und Bodenmarkteffekte</b>	<b>129</b>
6.1	Regelung der naturschutzrechtlichen Eingriffe bei Windkraftanlagen . . . . .	130
6.1.1	Grundlegende gesetzliche Regelungen . . . . .	130
6.1.2	Konkrete Planungsverfahren zum Ausbau der Windenergie und Berechnung der Kompensationsfläche in Schleswig-Holstein	132
6.2	Entwicklung des Windenergieausbaus, der Ausgleichsfläche und der Kompensationszahlungen in Schleswig-Holstein . . . . .	134
6.2.1	Windenergieausbau und abhängige Ausgleichsflächen . . . . .	134
6.2.2	Windenergieausbau und abhängige Ersatzgeldzahlungen . . . . .	138
6.3	Auswirkung des Windenergieausbaus auf den Bodenmarkt . . . . .	142
6.3.1	Methodisches Vorgehen . . . . .	142
6.3.2	Kalibrierung der Simulationsszenarien . . . . .	145
6.3.3	Abbildung des Bodenmarktes im Modell . . . . .	148
6.4	Ergebnisse . . . . .	149
6.4.1	Umfang und Verteilung der Kompensationsflächen auf die Kreise	149
6.4.2	Umfang und Verteilung der Ersatzgeldzahlungen auf die Kreise	152
6.4.3	Bodenpreisänderung . . . . .	154
6.5	Fazit . . . . .	163
<b>7</b>	<b>Schlussbetrachtung</b>	<b>167</b>
<b>8</b>	<b>Zusammenfassung</b>	<b>173</b>
<b>9</b>	<b>Summary</b>	<b>177</b>

<b>III Literatur und Anhang</b>	<b>179</b>
Literaturverzeichnis	i
A Daten- und Methodenerläuterung	a
B Daten zu den Modellanwendungen	g





# Abbildungsverzeichnis

2.1	Grundwasserkörper in Deutschland, die den guten chemischen Zustand aufgrund zu hoher Nitratkonzentrationen ( $> 50$ mg/l) verfehlen	11
2.2	Anteil der Messstellen mit Nitratgehalten über 50 mg/l, in %	11
2.3	Ökologischer Zustand der Fließgewässer und Seen	12
2.4	Stickstoffüberschuss der Landwirtschaft (Gesamtbilanz) von 1990 bis 2013	13
2.5	Emissionsquellen der Landwirtschaft für das Jahr 2012	14
2.6	Landwirtschaft als Quelle von treibhauswirksamen Gasen	14
2.7	Indikator: „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“: Teilindikator „Agrarland“	16
2.8	Verteilung von Flächenklassen über Europa	17
2.9	Ökonomische Grundprinzipien zur optimalen Ausgestaltung nachhaltiger Landnutzung	23
2.10	Marktgleichgewichte für negative und positive externen Effekte	29
3.1	Modellschema	51
3.2	Skizzierte „Märkte“ verschiedener Politikimplementierung	57
4.1	Stickstoff-Flächenbilanz-Salden 2010 auf Kreisebene nach Bach (links) und Henning/Taube (rechts)	64
4.2	Stickstoffüberschüsse 2007 in Schleswig-Holstein	65
4.3	Methodischer Ablauf	66
4.4	Schema Vermeidungskostenfunktionen	67
4.5	Fit Translog	70
4.6	$a(x)$ und $b(x)$	72
4.7	Änderungen des Tierbestandes durch die Stickstoffbeschränkung	75
4.8	Änderungen der verwendeten Futtermittel durch die Stickstoffbeschränkung	76
4.9	Änderungen der Grand Culture durch die Stickstoffbeschränkung	77
4.10	Änderungen der Mineraldüngermengen durch die Stickstoffbeschränkung	77
4.11	Durchschnittliche Vermeidungskosten von produzierenden und ausscheidenden Betriebe	79
4.12	Durchschnittliche Vermeidungskosten für Betriebe mit und ohne Biogasanlage sowie in Schleswig-Holstein	80
4.13	Vermeidungskosten für ausgewählte Regionen im Vergleich zu Schleswig-Holstein	82
4.14	Durchschnittliche Vermeidungskosten der Unternaturräumen für eine Verschärfung der Hoftorbilanzen um 20 kg N/ha und 40 kg N/ha	83
4.15	Durchschnittliche Vermeidungskosten der Unternaturräumen für eine Verschärfung der Hoftorbilanzen um 60 kg N/ha und 80 kg N/ha	83

4.16	Marginale Vermeidungskosten mit und ohne Biogasanlagen . . . . .	84
4.17	Marginale Vermeidungskosten für unterschiedliche Betriebstypen mit und ohne Biogasanlagen . . . . .	86
4.18	Marginale Vermeidungskosten für unterschiedliche Betriebsgrößen mit und ohne Biogasanlagen . . . . .	87
4.19	Marginale Vermeidungskosten für unterschiedlich große Schweinebetriebe mit und ohne Biogasanlagen . . . . .	87
4.20	Marginale Vermeidungskosten für unterschiedlich große Milchviehbetriebe mit und ohne Biogasanlagen . . . . .	88
4.21	Kosten der Regulierung je Hektar in den Hauptnaturräumen . . . . .	91
4.22	Nettorenten je Hektar in den Hauptnaturräumen bei kompensierter Ökologisierung . . . . .	93
4.23	Nettorenten je Hektar in ausgewählten Unternaturräumen bei kompensierter Ökologisierung . . . . .	93
4.24	Nettorenten je Hektar für Betriebsgrößen bei kompensierter Ökologisierung . . . . .	94
4.25	Nettorenten je Hektar für Betriebstypen bei kompensierter Ökologisierung . . . . .	94
4.26	Renten je Hektar bei Vertragsnachhaltigkeit in den Hauptnaturräumen	98
4.27	Preise je eingespartem kg N/ha in den Unternaturräumen in € . . . . .	99
4.28	Abweichung der betrieblichen Hoftorbilanzen von der regionalen Hoftorbilanz 40 kg N/ha in der Holsteinischen Vorgeest . . . . .	101
4.29	Verhältnis der Kostendifferenzen zu den Budgetdifferenzen zwischen Vertragsnachhaltigkeit und Kompensierung . . . . .	102
5.1	Moorflächen in Deutschland nach GÜK 200 - Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe . . . . .	106
5.2	Gasaustausch von natürlichen und entwässerten Mooren . . . . .	108
5.3	Aufteilung Kosten für Moorvernässung . . . . .	109
5.4	Lage der Eider-Treene-Niederung in Schleswig-Holstein . . . . .	110
5.5	Gesamte jährliche Klimabilanzen (links) und Zusammenhang der Klimabilanzen der vier Untersuchungsflächen mit dem mittleren Grundwasserstand (rechts). . . . .	111
5.6	Aufteilung der Nutzungskategorien des Niedermoorbodens über die Grundwasserszenarien . . . . .	112
5.7	Vermeidungskosten der Grundwasseranhebung in Abhängigkeit des Milchpreises . . . . .	119
5.8	Über- und Unterkompensation nach Betrieben bei durchschnittlicher Kompensierung . . . . .	121
5.9	Renten der Betriebsklassen bei Vertragsnachhaltigkeit für 10 cm und 20 cm Grundwasseranhebung . . . . .	122
5.10	Anteile der Nutzungskategorien an der Niedermoorfläche für die einzelnen Betriebstypen bei GW 10 cm . . . . .	123
5.11	Anteile der Nutzungskategorien an der Niedermoorfläche für die einzelnen Betriebstypen bei GW 20 cm . . . . .	124
5.12	CO <sub>2</sub> -Vermeidungskosten für Regulierung und Marktlösung . . . . .	126
6.1	Ersatzgeldzahlungen in Dithmarschen und Schleswig-Flensburg . . . . .	140

---

6.2	Aufkommen an Ersatzgeldern in Abhängigkeit vom LBW, bei vollständiger Bebauung und Zahlung durch jede WKA . . . . .	152
6.3	Relative Änderung der Bodenpreise je Unternaturraum für 1 % Flächenrückgang . . . . .	157
6.4	Relative Änderung der Bodenpreise je Unternaturraum für 5 % Flächenrückgang . . . . .	157
6.5	Relative Bodenpreisänderung für das „realistische Szenario“ ohne Berücksichtigung der ökologischen Vorrangfläche . . . . .	160
6.6	Relative Bodenpreisänderung für das „extreme Szenario“ ohne Berücksichtigung der ökologischen Vorrangfläche . . . . .	160
6.7	Relative Bodenpreisänderung für das „realistische Szenario“ mit Berücksichtigung der ökologischen Vorrangfläche . . . . .	161
6.8	Relative Bodenpreisänderung je Unternaturraum für das „extreme Szenario“ mit Berücksichtigung der ökologischen Vorrangfläche . . . . .	162
A.1	Haupt- und Unternaturräume von Schleswig-Holstein . . . . .	b
B.1	Renten je Hektar bei Vertragsnachhaltigkeit für Betriebsgrößen . . . . .	o
B.2	Renten je Hektar bei Vertragsnachhaltigkeit für Betriebstypen . . . . .	o



# Tabellenverzeichnis

3.1	Parameter des LP als Daten für die Kostenfunktion . . . . .	51
3.2	Übersicht Implementierungsverfahren . . . . .	56
4.1	Deskriptive Statistik der Betriebscharakteristika . . . . .	69
4.2	Auswahl Funktionsform . . . . .	70
4.3	Koeffizienten der geschätzten Modelle . . . . .	71
4.4	Ausgebrachte Mengen an (Stickstoff-)Dünger und Hoftorbilanzüberschüsse im Basisszenario in kg N/ha . . . . .	73
4.5	Relativer Rückgang der ausgebrachten Düngermenge in ausgewählten Szenarien in Prozent . . . . .	74
4.6	Ausstiegswahrscheinlichkeit bei $z = 5$ kg N/ha . . . . .	81
4.7	Ausstiegswahrscheinlichkeit bei $z = 80$ kg N/ha . . . . .	81
4.8	Gesamtkosten und Kosten je ha der Stickstoffüberschussbegrenzung durch Regulierung und Kompensation . . . . .	90
4.9	Gesamtrente, Rente je ha und Anteil der Rente an den Gesamtkosten	92
4.10	Budget, Kosten und Rente bei Vertragsnachhaltigkeit in € . . . . .	97
4.11	Budgetverhältnis und Kostenverhältnis zwischen Vertragsnachhaltigkeit und kompensierter Ökologisierung sowie Renten/Kostenverhältnis bei Vertragsnachhaltigkeit in Prozent . . . . .	100
5.1	Anteil der Betriebe, der gesamten Nutzfläche und der Niedermoorfläche je Betriebstyp in der Eider-Treene-Niederung in Prozent . . . . .	113
5.2	Durchschnittskosten der Moorvernässung in €/ha pro Jahr . . . . .	117
5.3	Flächenumfänge und Gesamtkosten der Moorvernässung . . . . .	118
5.4	Tierbestand in der Eider-Treene-Niederung je Szenario bei Regulierung	119
5.5	Preise, Flächenumfang und Budget nach Nutzungskategorien und Szenarien für die Marktsimulation pro Jahr . . . . .	122
5.6	Tierbestand in der Eider-Treene-Niederung je Szenario bei Vertragsnachhaltigkeit . . . . .	124
6.1	Windeignungsflächen in Schleswig-Holstein ab 2012 in ha . . . . .	136
6.2	Vereinnahmte Ersatzgeldzahlungen in € . . . . .	139
6.3	Abschätzung der Ersatzgeldzahlungen infolge des Windenergieausbaus in € . . . . .	141
6.4	Grundwert $F$ und "Bedarf" an Windeignungsfläche in Abhängigkeit der Höhe einer WKA . . . . .	146
6.5	Parameter zu Abschätzung der Kompensationsfläche . . . . .	147
6.6	Abgeschätzter Grundwert und daraus abgeleitet die totale Kompensationsfläche . . . . .	148
6.7	Errechnete Kompensation für Naturhaushalt, Landschaftsbild und Netzausbau in ha . . . . .	150

6.8	Anteil der Kompensationsfläche an der LN in ausgewählten Kreisen . . . . .	151
6.9	Zu erwartende Ersatzgelder in € . . . . .	153
6.10	Durchschnittliche Schattenpreisänderung je Bodentyp in Schleswig-Holstein . . . . .	155
6.11	Durchschnittliche Schattenpreisänderung je Bodentyp in Nordoldenburg & Fehmarn . . . . .	158
6.12	Durchschnittliche Schattenpreisänderung je Bodentyp in der Eider-Treene-Niederung . . . . .	159
A.1	Haupt- und Unternaturräume von Schleswig-Holstein . . . . .	b
A.2	Deckungsbeitrag der Biogasanlagen (ohne Substratkosten) . . . . .	e
A.3	Faktoransprüche der Biogasanlagen . . . . .	e
B.1	Koeffizienten der Interaktionseffekte zwischen den Betriebscharakteristika $x$ . . . . .	g
B.2	Rückgang der ausgebrachten Menge an Stickstoff (N) aus Wirtschaftsdünger in den Unternaturräumen je ha, in Prozent . . . . .	k
B.3	Rückgang der ausgebrachten Menge an Stickstoff (N) aus mineralischen Dünger in den Unternaturräumen je ha, in Prozent . . . . .	l
B.4	Koeffizienten der Exit-Wahrscheinlichkeit . . . . .	m
B.5	Anzahl Biogasbetriebe die infolge der Hoftorbilanzbeschränkung „aussteigen“ . . . . .	n
B.6	Kaufwerte landwirtschaftlicher Grundstücke je Kreis für 2013 in €/ha . . . . .	p
B.7	Verwendung der Ersatzgelder nach Maßnahmenarten im Kreis Dithmarschen in € . . . . .	q

# Abkürzungsverzeichnis

€	Euro
a	Jahr (anno)
Abb.	Abbildung
Abs.	Absatz
BB	Brandenburg
BLAG	Bund/Länder-Arbeitsgruppe
BMELV	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
bzgl.	bezüglich
bzw.	beziehungsweise
c.p.	ceteres paribus
ca.	circa
CC	Cross-Compliance
CGE	Computable general equilibrium
CH <sub>4</sub>	Methan
cm	Centimeter
CO <sub>2</sub>	Kohlenstoffdioxid
d.h.	das heißt
DB	Deckungsbeitrag
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
EKSH	Gesellschaft für Energie und Klimaschutz Schleswig-Holstein
ETN	Eider-Treene-Niederung
EU	Europäische Union
FM	Frischmasse
GAP	Gemeinsame Agrarpolitik
GW	Grundwasser
H	Höhe
h	Stunde
ha	Hektar
HGÜ	Hochspannungs-Gleichstrom-Übertragung
inkl.	inklusive
KF	Kompensationsfläche
kg	Kilogramm
km <sup>2</sup>	Quadratkilometer
kv	Kilovolt
kW	Kilowatt
l	Liter
LBW	Landschaftsbildwert

LLUR	Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume
LN	Landwirtschaftliche Nutzfläche
LP	Lineare Programmierung
m	Meter
m <sup>2</sup>	Quadratmeter
m <sup>3</sup>	Kubikmeter
MAC	Marginale Abatement Cost
mg	Milligramm
Mio.	Millionen
MV	Mecklenburg-Vorpommern
MW	Megawatt
N	Stickstoff
N <sub>2</sub> O	Lachgas (Distickstoffmonoxid)
NF	Nordfriesland
NI	Niedersachsen
NRW	Nordrhein-Westfalen
NW	Nord West
OH	Ostholstein
SA	Sachsen-Anhalt
SH	Schleswig-Holstein
SL-FL	Schleswig-Flensburg
SO	Süd Osten
SRU	Sachverständigenrat für Umweltfragen
t	Tonne
Tab.	Tabelle
UNB	Untere Naturschutzbehörde
usw.	und so weiter
vgl.	vergleiche
VK	Vermeidungskosten
WBA	Wissenschaftlicher Beirat
WEF	Windeignungsfläche
WKA	Windkraftanlage
z.B.	zum Beispiel
Äq.	Äquivalent
Öko.	Ökologisch
ÖkokontoVO	Ökokonto-Verordnung



# 1 Einleitung

Europa steht vor der Herausforderung ein Wachstum anzuregen, das dauerhaften und steigenden Wohlstand für seine Bevölkerung sichert und gleichzeitig in eine nachhaltige Zukunft führt (EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2011). Die Europäische Kommission hat in ihrem „Fahrplan für ein ressourcenschonendes Europa“ die konkreten Ziele konzipiert bis 2050 ineffiziente Nutzung von Ressourcen weitgehend einzustellen, sowie Ökosysteme, Biodiversität, Wasser, Luft, Land und Böden stärker zu schützen. Dabei wird eine grundlegende Umgestaltung der Wirtschaft, hinzu einer nachhaltigen Wirtschaftsweise mit einer umfassenden Balance zwischen den Dimensionen Ökologie, Ökonomie und Wohlergehen des Menschen angestrebt (EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2011). Um die genannten Ziele zu erreichen, müssen Anreize in Form von Preissignalen und Umweltinformationen geschaffen werden, die die Bürger und öffentlichen Einrichtungen der Europäischen Union (EU) zu einem entsprechenden Verbraucherverhalten animieren. Diese Wirtschaftsweise, beruhend auf ressourcenschonenden Gütern und Dienstleistungen ist, unter anderem auch zur Verringerung der Abhängigkeit Europas von eingeführten Rohstoffen nötig. Darüber hinaus ist der Abbau von ineffizienten Subventionen geplant, um induzierte Umweltschäden zu vermeiden und neuen „grünen“ Technologien zum Durchbruch zu verhelfen, die durch fehl eingesetzte Subventionen behindert werden (EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2011). In Deutschland sind die dazu korrespondierenden Bestrebungen einer nachhaltigen Energieversorgung und einer Ressourcen schonenden Agrarproduktion u.a. im „Nationalen Biomasseaktionsplan“ (BMU und BMELV, 2010) und in der „Nationalen Forschungsstrategie Bioökonomie 2030“ (BMBF, 2010) implementiert.

Der Agrar- und Energiepolitik fällt eine Schlüsselrolle in der nachhaltigen Entwicklung zu, weil in Industrieländern ca. 70-80 % aller Umweltauswirkungen auf die Sektoren Ernährung, Wohnen und Mobilität zurückgehen (EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2011). Die Formulierung einer geeigneten Agrar- und Energiepolitik, die eine nachhaltige Landnutzung impliziert, ist dabei eine komplexe Aufgabe. Es sind genaue Kenntnis der technischen Beziehung zwischen ökonomischen und ökologischen Systemen erforderlich. Dies beinhaltet eine genaue Ermittlung der Wechselwirkungen (Trade-offs) zwischen einer adäquaten Bereitstellung relevanter Nachhaltigkeitsgüter und dem entsprechend notwendigen Verzicht auf landwirtschaftliche Produktionsgüter. Diese Trade-offs sind die Kosten für die Bereitstellung der Nachhaltigkeitsgüter. Neben der Ermittlung dieser Kosten ist die genaue gesellschaftliche Bewertung der einzelnen globalen und lokalen öffentlichen Gütern sowie der wirtschaftlichen Entwicklung bzgl. der Lebensqualität in ländlichen und städtischen Räumen Voraussetzung für eine optimale Bereitstellung von Nachhaltigkeitsgütern. In der ökonomischen Wohlfahrtstheorie entspricht die gesellschaftliche Bewertung für Trade-offs zwischen diesen Gütern der Zahlungsbereitschaft.

Unstrittig ist, dass eine Neuausrichtung des zukünftigen Leitbildes der Landwirtschaft nur in Balance zwischen Ökologie und Ökonomie erfolgen kann (EUROPÄISCHE

KOMMISSION, 2011). Formal entspricht diese Balance einem gleichgewichtigen Konsum bzw. einer gleichgewichtigen Bereitstellung von klassischen landwirtschaftlichen Produktionsgütern und den in Koppelproduktion hergestellten Nachhaltigkeitsgütern. Grundsätzlich bietet die Wohlfahrtstheorie allgemeingültige Kriterien für ein solches Gleichgewicht (BERNHOLZ und BREYER, 1993). Die Schwierigkeit liegt vielmehr in dem praktischen Design eines geeigneten Mechanismus, der ein solches Gleichgewicht herstellt. Im Idealfall von privaten Gütern ist dies der Marktmechanismus. Allerdings ist es ein Standardergebnis der modernen Wohlfahrtstheorie, dass der Markt hinsichtlich der optimalen Bereitstellung öffentlicher Güter versagt (BERNHOLZ und BREYER, 1993). Insofern ist eine zukünftige nachhaltige Ausrichtung der Landwirtschaft nur mit Hilfe der Politik zu erreichen.

Das Design praktisch durchführbarer politischer Mechanismen zur optimalen Bereitstellung von Nachhaltigkeitsgütern muss sich (so wie der Markt) grundsätzlich an den Kosten der Herstellung sowie den Zahlungsbereitschaften für diese Güter orientieren. Anders als der Markt, der ohne a priori Informationen via Tâtonement-Prozess den Gleichgewichtszustand erreicht, werden für das Design effektiver politischer Mechanismen in der Regel vorab detaillierte Informationen über die relevanten Kosten und Zahlungsbereitschaften benötigt (BERNHOLZ und BREYER, 1993). Daher ist die wissenschaftliche Politikberatung, in der Kosten und Zahlungsbereitschaften quantitativ ermittelt werden, gerade für eine nachhaltige Ausrichtung der Landwirtschaft unerlässlich.

Methodisch stellt dies für die angewandte Politikanalyse eine Herausforderung dar, denn bisherige agrarpolitische Analysen der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) waren auf die Wirkung von preis- und marktpolitischen Instrumenten auf den Konsum bzw. die Produktion marktfähiger Güter fokussiert (KOESTER, 2001, 2003; KIRSCHKE, 1998; WEBER, 2001). Entsprechend sind bewährte methodische Ansätze und agrarpolitische Modelle nur bedingt anwendbar. Auf der Angebotsseite müssen ökonomische Modellansätze zu ökologisch-ökonomischen Verbundmodellen erweitert werden, um die komplexen Wechselwirkungen zwischen ökologischen und ökonomischen Systemen abbilden zu können. Auf der Nachfrageseite müssen entsprechende mikroökonomische Ansätze zur Ermittlung der Konsumentenpräferenzen nichtmarktfähiger, öffentlicher Güter entwickelt werden. Bewährte klassische mikroökonomische Ansätze zur Analyse des Konsumverhaltens für marktfähige Güter, wie beispielsweise die Schätzung von kompletten Nachfragesystemen sind nicht anwendbar. Neuartige Ansätze sind die Kontingente Bewertung sowie Choice-Experimente, die bereits zur Nachfragebestimmung von öffentlichen Umweltgütern verwendet werden (HOLM-MÜLLER, 2003; LIEBE, 2007; LIEBE und PREISENDÖRFER, 2007).

Die gesellschaftliche Nachfrage für Nachhaltigkeitsgüter wird faktisch immer in einem politischen Prozess koordiniert, wodurch sich die Modellierung der Nachfrageseite zusätzlich verkompliziert. Somit ist die Ableitung eines generellen ökologisch-ökonomischen Gleichgewichtsmodells mit simultaner Modellierung der Angebots- und Nachfrageseite eine sehr komplexe Aufgabe, die im Rahmen eines Dissertationsprojektes nicht ohne weiteres lösbar ist. Deshalb wird an dieser Stelle die Modellierung auf die Produktionsseite beschränkt.

Formal korrespondiert die Modellierung der simultanen Bereitstellung von landwirtschaftlichen Produkten und Nachhaltigkeitsgütern mit einer Multi-Output-Multi-Input-Produktionstechnologie, in der neben klassischen Marktgütern die Nachhal-

tigkeitsgüter als zusätzliche nichtmarktfähige Outputs betrachtet werden. Technisch werden Nachhaltigkeitsgüter und landwirtschaftliche Güter in Koppelproduktion hergestellt, sodass eine sinnvolle Darstellung der entsprechenden Multi-Output-Technologie nur auf der Grundlage extrem detaillierter Produktionsbeziehungen möglich ist. Insbesondere ist die explizite Betrachtung einer Vielzahl von unterschiedlichen Outputs dafür notwendig. Beispielsweise ist bei der Modellierung einer neuen Düngeverordnung unter Anwendung einer Hoftorbilanz die Betrachtung von mindestens 20 verschiedenen Outputs (Weizen, Raps, Milchkühen, Schweinen usw.) erforderlich. Für eine möglichst exakte Darstellung ist es sogar angebracht die Outputs noch weiter zu diversifizieren. Für eine stark vom Ertragsniveau abhängige Fragestellung, wie die Düngeregulierung, ist es beispielsweise nicht unerheblich auf was für einem Standort ein Weizen zu welchen Bedingungen produziert wird (vgl. Kapitel 4).

Deshalb sind prominente mikroökonomische Ansätze wie Multi-Output-Multi-Input-Produktionsansätze oder duale Profit- und Kostenfunktionsmodelle nur sehr limitiert geeignet, um entsprechende reale Verbundproduktionen zwischen Nachhaltigkeitsgütern und landwirtschaftlichen Gütern quantitativ abzubilden. Tatsächlich sind duale Funktionsansätze für eine Anzahl von Netputs, die über 5 hinausgeht kaum empirisch identifizierbar (BOYLE und O'NEILL, 1990).

Darüber hinaus würde die ökonometrische Spezifikation von mikroökonomischen Ansätzen die Verfügbarkeit entsprechender Datenmengen bzgl. geeigneter Nachhaltigkeitsindikatoren auf Betriebsebene erfordern, die faktisch nicht verfügbar sind. Insofern erscheinen mathematische Programmierungsansätze die einzige realistische Alternative zur Abbildung entsprechender Multi-Output-Multi-Input Produktionstechnologien. Diese ermöglichen nicht nur die detaillierte Betrachtung von sehr vielen Outputs, sondern in diese können ökologische Wechselwirkungen (beispielsweise N-Bilanzen oder CO<sub>2</sub>-Koeffizienten) für die entsprechenden, spezifischen Produktionsaktivitäten explizit integriert werden. Es ist in diesem Fall also nicht nötig, für jeden zu untersuchenden Zustand des Systems umfassende empirische Daten der jeweiligen Nachhaltigkeitsindikatoren vorliegen zu haben. Durch die ingenieurwissenschaftliche Verknüpfung innerhalb des Modells lassen sich bereits bekannte Zusammenhänge verschiedener In- und Outputs derart abbilden, dass Aussagen über empirisch nicht für das komplette System beobachteten Zustände möglich sind (ex-ante Analyse, Beispiele bei HENNINGSEN et al., 2005; HELMING et al., 2008).

Mathematische Programmierungsansätze, wie beispielsweise die lineare Programmierung bieten folglich eine Reihe von Möglichkeiten komplexe Systeme detailliert abzubilden. Es lassen sich z.B. unterschiedliche Betriebstypen oder regionale Besonderheiten durch diese Herangehensweise genau modellieren. Nachteil an diesem Vorgehen ist der hohe Datenbedarf um den landwirtschaftlichen Sektor realistisch in der Fläche abbilden zu können und der daraus folgende relativ große (und zum Teil unübersichtliche) Datenoutput. Gerade für eine politische Entscheidungsfunktion, in der ein entsprechendes Nachhaltigkeitsgut maximiert werden bzw. die Kosten dafür minimiert werden sollen, müssen mit einem solchen Modell eine Vielzahl von Simulationen durchgeführt werden, um das Optimum der politischen Funktion zu bestimmen. Daraus folgt direkt der zweite wichtige Nachteil dieses Modellierungsansatzes, eine Identifikation der zentralen Determinanten ist aufgrund des komplexen Modells und des entsprechenden Datenoutputs sehr schwierig.

Zur Lösung dieser beiden Probleme, kann die Meta-Modellierung herangezogen werden. Dafür lässt sich anhand von simulierten Outputdaten z.B. eines Linearen Programmierungsmodells eine einfache (politische) Input-Output Beziehung ökonomisch schätzen (LENGERS et al., 2014). Mit der Meta-Modellierung lassen sich somit in zwei voneinander getrennten Schritten die Vorzüge eines speziellen, kleinteiligen Modells mit denen einer analytisch einfach handhabbaren ökonomischen Schätzfunktion kombinieren. Im ersten Schritt kann das mathematische Programmierungsmodell Daten für eine umfassende ex-ante Analyse für eine Vielzahl von unterschiedlichen Politikoptionen in Form von Simulationen liefern und im zweiten Schritt werden die Datenmenge und die nicht offenkundigen, komplexen Zusammenhänge auf eine einfache verständliche, allgemeine Funktion herunter gebrochen (CARRIQUY et al., 1998). Zusätzlicher Vorteil ist, dass ein solches Modell die Möglichkeit zum Übertragen der ermittelten Zusammenhänge auf andere oder größere Regionen bietet, also ein sogenanntes „up-scaling“ des Modelloutputs möglich ist. Im Hinblick auf die Menge an Inputdaten für eine umfassende Analyse von Nachhaltigkeitsgütern bietet die Meta-Modellierung somit die Möglichkeit für spezielle, möglichst repräsentative Regionen Zusammenhänge zu ermitteln, die sich allgemein für größere, vergleichbare Gebiete verwenden lassen.

Relevante Nachhaltigkeitsgüter, die durch einen solchen Modellansatz bzw. die Kombination der beschriebenen Modellansätze untersucht werden können, sind z.B., die in dieser Arbeit analysierten Güter: *Wasserschutz* in Form einer angepassten Düngeverordnung, *Klimaschutz* infolge von Nutzungsanpassungen auf Moorflächen und die *Ausweisung von Naturschutzflächen* aufgrund des Ausbaus der Windenergie in Wechselwirkung mit der Landwirtschaft. Zum Einen sind die Bewertungen unterschiedlicher Politiken anhand der Kosten für die Bereitstellung dieser Umweltgüter von Interesse, zum Anderen sind Auswirkungen auf den Sektor Landwirtschaft relevant um eine fundierte politische Entscheidung über die Menge der zur Verfügung gestellten Nachhaltigkeitsgüter zu treffen. Zentrale Fragestellungen, die sich für die Produktionsseite bzw. die Angebotsseite, also den landwirtschaftlichen Sektor, im Bezug auf eine zukünftige nachhaltige Ausrichtung stellen, sind daher:

- Wie hoch sind die (Produktions-)Kosten für eine (stärkere) Bereitstellung bzw. Berücksichtigung von Umweltgütern?
- Welche Auswirkungen hat die Bereitstellung von Umweltgütern auf die landwirtschaftliche Produktionsstruktur, die Betriebsstruktur und die Faktorstruktur?
- Gibt es regionale Unterschiede zwischen den Kosten und anderweitige regionale Auswirkungen auf den landwirtschaftlichen Sektor?
- (Gibt es zwischen den Kosten für unterschiedliche Umweltgüter oder zwischen den Kosten und bestimmten Auswirkungen (z.B. Aufgabe von Betriebstypen) Trade-offs?)

In der vorliegenden Arbeit werden die aufgeworfenen Fragen nicht umfassend für ganz Europa oder ganz Deutschland beantwortet, sondern jeweils als pars pro toto für das ausgewählte Gebiet Schleswig-Holstein. Die Komplexität der behandelten Wechselwirkung bzw. des Systems „nachhaltige Landwirtschaft“ lässt ein solches Vorgehen sinnvoll erscheinen und die Ergebnisse sollen und dürfen als Ausgangspunkte für spätere umfassendere Analysen der Fragestellungen verwendet werden.

## Aufbau der Arbeit

Die Arbeit ist in zwei Teile gegliedert. Im ersten Teil wird auf den theoretischen und methodischen Hintergrund der Arbeit eingegangen. Darin werden in Kapitel zwei, das an die Einleitung anschließt, die theoretischen Zusammenhänge der Bereitstellung von Nachhaltigkeits- bzw. Umweltgütern aufgeführt. Angefangen bei einer allgemein gehaltenen Betrachtung der entsprechenden öffentlichen Umweltgüter hin zu den spezielleren theoretischen und methodischen Aspekten bei der Ausgestaltung einer nachhaltigen Landnutzungspolitik. Mit dem Kapitel drei, über das konkrete methodische Vorgehen bzw. mit der Beschreibung des angewendeten Modells in dieser Arbeit schließt der erste Teil.

Der zweite Teil umfasst drei durchgeführte Modellanwendungen und stellt den Focus der Arbeit dar. Kapitel vier behandelt die Ableitung einer Kostenfunktion für die Einführung einer Düngerbeschränkung in Form einer Hoftorbilanz. Dafür wird mittels der Meta-Modellierung aus den Simulationsergebnissen eines LP-Modells eine entsprechenden Funktion geschätzt und die anfallenden Kosten und Wohlfahrtsauswirkungen infolge verschiedener Politikimplementationen werden analysiert. Darüber hinaus werden die Veränderungen auf die landwirtschaftliche Produktionsstruktur und Regionaleffekte einer solchen Politikänderung dargestellt.

Die Folgen einer geänderten Moornutzung auf den Klimaschutz bzw. die Emissionen von Treibhausgasen werden in Kapitel fünf behandelt. Die Daten aus aufwendigen und mehrjährigen Messungen in dem Gebiet der „Eider-Treene-Niederung“ werden mit dem genannten LP-Modell verbunden und lassen eine Analyse der entstehenden Kosten unterschiedlicher Moornutzungsstrategien zu.

Abschließend werden die Wechselwirkung zwischen dem Ausbau der Windenergie in Schleswig-Holstein und der Landwirtschaft bzw. dem Bodenmarkt untersucht. Konkret wird der Bedarf an Naturschutzflächen, der im Rahmen des Ausbaus anfällt, ermittelt und es wird eine Analyse der dadurch erwarteten Bodenpreisentwicklung durchgeführt.

Letztlich werden die Ergebnisse der Kapitel vier bis sechs im Zusammenhang der vorangestellten theoretischen und methodischen Aspekte diskutiert und die Arbeit schließt mit einer Zusammenfassung der abgehandelten Themen.



Teil I  
Theorie und Methode





# 2 Ökonomische Theorie der nachhaltigen Landnutzung

Entscheidend für die Entwicklung einer nachhaltigen Landnutzung ist die Identifizierung der Trade-offs zwischen Nachhaltigkeitsgütern und landwirtschaftlichen Erzeugnissen. Zentraler Aspekt in diesem Zusammenhang ist die Definition von Nachhaltigkeitsgütern als öffentliche Güter sowie das damit einhergehende Marktversagen und die ineffiziente Allokation dieser Güter. Um die dadurch notwendigen Politikeingriffe analysieren und bewerten zu können, wird im Folgenden ein Überblick über die damit zusammenhängenden ökonomischen Theorien und Modelle gegeben. Dieses Kapitel ist dabei in vier Abschnitte unterteilt: Es beginnt mit einer inhaltlichen und formalen Darstellung von Nachhaltigkeit als *Koppelprodukt* der landwirtschaftlichen Produktion. Danach werden die ökonomischen Grundlagen einer pareto-optimalen Bereitstellung von Nachhaltigkeitsgütern formal diskutiert. Daran schließt sich eine kurze Darstellung und Diskussion an, warum es zu Marktversagen hinsichtlich der Bereitstellung von Nachhaltigkeitsgütern kommt und abschließend werden Prämissen für eine pareto-optimale Bereitstellung von Nachhaltigkeitsgütern durch die Politik/den Staat diskutiert. Insbesondere wird auf Gründe für Politikversagen eingegangen und es werden Aspekte der Politikanalyse herausgearbeitet, die für diese Arbeit zentral im Vordergrund stehen.

## 2.1 Nachhaltigkeit als Koppelprodukt der landwirtschaftlichen Produktion

Zentral hebt die gesellschaftliche Diskussion zum Thema Nachhaltigkeit auf die Wechselwirkungen zwischen landwirtschaftlicher Produktion und der Umwelt ab. Im engeren Sinne umfasst dies die Wechselwirkungen zwischen Landwirtschaft und der abiotischen sowie biotischen Umwelt, d.h. (1) dem globalem Klimawandel, (2) dem Wasserschutz und (3) der Biodiversität. Im erweiterten Sinne umfasst dies auch die Wechselwirkungen zwischen Landwirtschaft und sozialer Umwelt, d.h. (4) Landschaftsbild, (5) Welternährung sowie (6) ländliche Entwicklung. Die ebenso im erweiterten Sinne zu den Nachhaltigkeitsaspekten zählen.

Faktisch hat die konkrete Art und Weise mit der landwirtschaftliche Güter produziert werden unmittelbare oder mittelbare Auswirkungen auf die genannten Nachhaltigkeitsaspekte.

### 2.1.1 Wechselwirkungen (Trade-offs) zwischen Nachhaltigkeit und Landwirtschaft

Die Beziehung zwischen Nachhaltigkeit und Landnutzung ist durch die Höhe und Art der Wechselwirkungen (Trade-offs) zwischen landwirtschaftlichen Produktions-

gütern und der Bereitstellung von globalen und lokalen Umweltgütern bestimmt. Durch den Produktionsprozess, d.h. die Auswahl von bestimmten Produktionsverfahren wird demnach bestimmt, wie viele landwirtschaftliche Erzeugnisse (Milch, Weizen, Fleisch usw.) zu welcher Qualität bereit stehen und gleichzeitig wie viele und welche Umweltwirkungen (Klimaschutz, Wasserschutz usw.) vorliegen. Eine nachhaltige Agrar- und Energiepolitik muss zu einem balancierten Ausgleich zwischen landwirtschaftlicher Produktion und Umweltwirkungen (Nachhaltigkeit) führen. Dabei ist eine genaue Kenntnis der produktionstechnischen Wechselwirkungen zwischen landwirtschaftlicher Produktion und Umweltwirkungen eine Grundvoraussetzung für eine optimale Politikgestaltung. Der gesellschaftliche Diskurs in Deutschland und Europa ist dabei durch eine hohe Verunsicherung hinsichtlich dieser Wechselwirkungen gekennzeichnet. Grundsätzlich lassen sich zwei (überzeichnet) „ideologische“ Lager erkennen. Zum Einen das "ökologische Lager", das davon ausgeht, dass die vorherrschende intensive landwirtschaftliche Produktion zu massiven und katastrophalen Umweltschäden führt und zum Anderen das „konventionelle Lager“, welches proklamiert, dass die aktuelle landwirtschaftliche Produktion grundsätzlich im Einklang mit der Natur steht und zu keinen nennenswerten negativen Effekten weder auf die biotische noch auf die abiotische Umwelt führt (GARNETT et al., 2013; VAN GRINSVEN et al., 2015).

Bevor also eine formale produktionstheoretische Einordnung der Wechselwirkungen zwischen Landwirtschaft und Nachhaltigkeit erfolgt, erscheint vor dem Hintergrund der allgemeinen Verunsicherung im gesellschaftlichen Diskurs sinnvoll, diese Wechselwirkungen zwischen Landwirtschaft und Nachhaltigkeit für die zentralen Nachhaltigkeitsgüter Wasserschutz, Klimaschutz, Biodiversität und Landschaftsbild zu beschreiben.

### Wasserschutz

Wasserschutz, stellt den Erhalt und die Verbesserung der Wasserqualität im Grundwasser, Fließgewässern, Seen und den Meeren dar und ist für ein nachhaltiges Wirtschaften unerlässlich und daher zentrales Ziel der Umweltgesetzgebung (TAUBE et al., 2015; EU-WASSERRAHMENRICHTLINIE, 2000). Gewässer und Wasserkörper sind stets mit dem landwirtschaftlichen Produktionsprozess verbunden und die Landwirtschaft ist entscheidender Faktor für den Wasserschutz.

In den Abbildungen 2.1 und 2.2 ist die Problematik der Nitratkonzentration im Grundwasser dargestellt. In Abbildung 2.1 ist die Qualität des oberflächennahen Grundwassers dargestellt. Es zeigt sich, dass über ganz Deutschland verteilt der Grenzwert von 50 mg/l Nitrat in einer Vielzahl von Wasserkörpern nicht eingehalten wird. Insbesondere im Nordwesten zeigen sich viele Grundwasserkörper mit Überschreitungen des Grenzwertes. In der unteren Abbildung 2.2 sind die Anteile der Messstationen je Bundesland, die den Grenzwert von 50 mg/l überschreiten für die Jahre 2003 bis 2012 aufgeführt. Anhand dieser Werte wird deutlich, dass es in den letzten Jahren kaum eine Veränderung im Bereich der Nitratkonzentration im Grundwasser gegeben hat.

Ein ähnliches Bild im Hinblick auf Gewässerqualität zeigt sich in Abbildung 2.3 für Fließgewässer und Seen. Nur in den drei Bundesländern Bayern, Saarland und Rheinland-Pfalz gibt es einen zweistelligen Anteil an Fließgewässern in gutem oder sehr gutem Zustand. Alle anderen Bundesländer weisen für diese Zustände nur An-

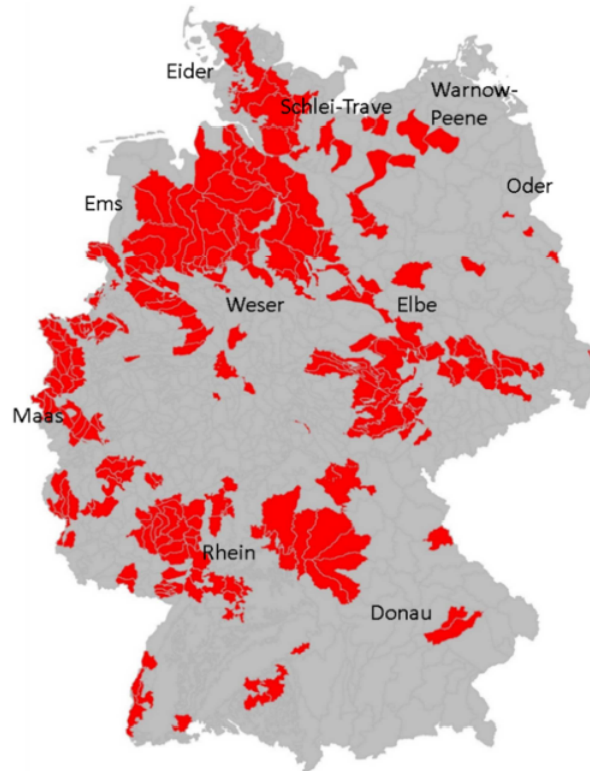


Abbildung 2.1: Grundwasserkörper in Deutschland, die den guten chemischen Zustand aufgrund zu hoher Nitratkonzentrationen ( $> 50 \text{ mg/l}$ ) verfehlen (Quelle: TAUBE et al., 2015)

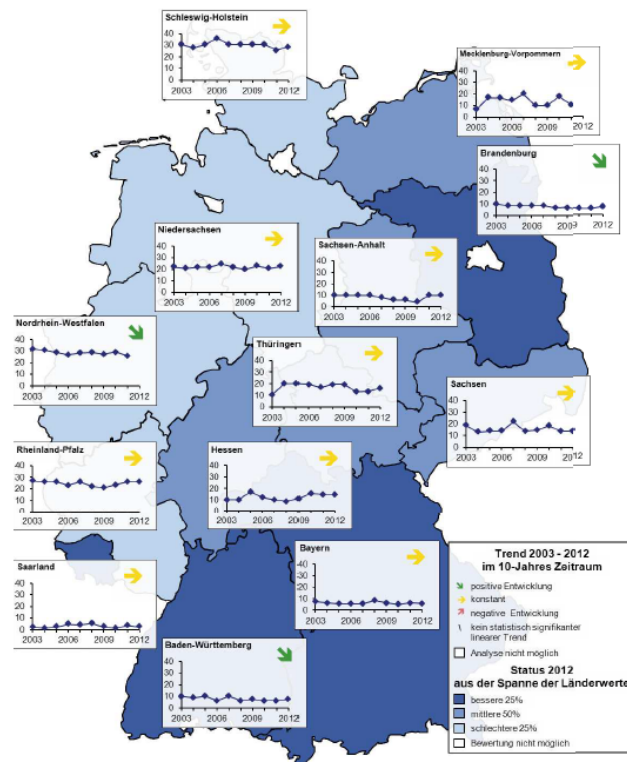


Abbildung 2.2: Anteil der Messstellen mit Nitratgehalten über  $50 \text{ mg/l}$ , in % (Quelle: BLAG-KLINA, 2014)

teile im niedrigen einstelligen Prozentbereich auf. Für Seen können nur Bayern und Mecklenburg-Vorpommern mehr als 50 % dieser Wasserkörper mit gutem bis sehr gutem Zustand vorweisen. Im Durchschnitt von Deutschland sind nur 36 % der Seen in einem guten bis sehr guten Zustand (BLAG-KLINA, 2014). Es lässt sich daran ableiten, dass die Wasserqualität bzw. der Wasserschutz in weiten Teilen Deutschlands verbesserungswürdig ist.

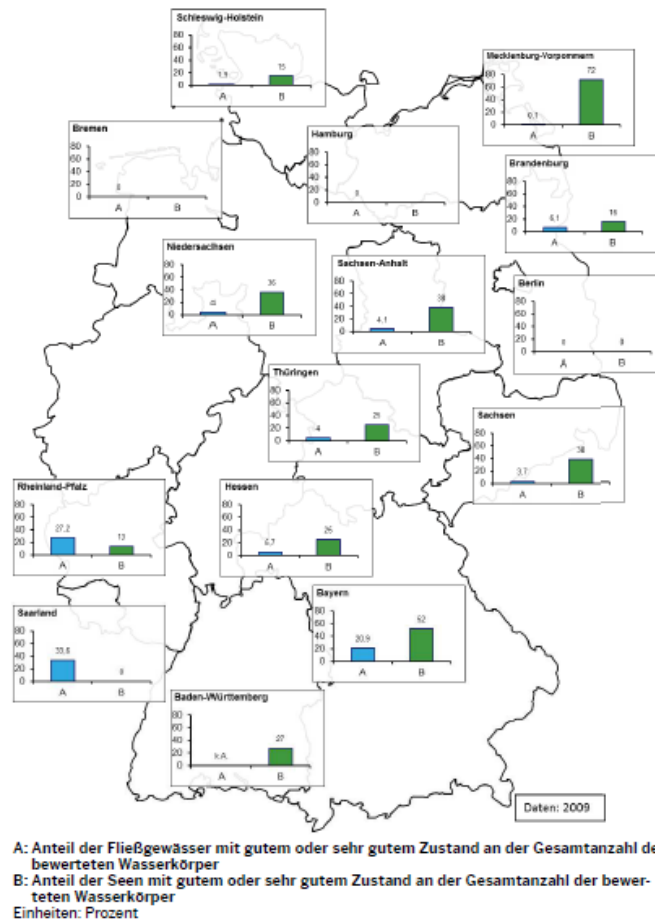


Abbildung 2.3: Ökologischer Zustand der Fließgewässer und Seen (Quelle: BLAG-KLINA, 2014)

Die Nährstoffeinträge der Landwirtschaft haben einen wesentlichen Anteil an der Wasserqualität. Die Verknüpfung besteht hauptsächlich durch die Verursachung von Emissionen bzw. Überschüssen infolge der landwirtschaftliche Produktion, die sich direkt oder indirekt auf die Qualität von Grund- und Oberflächengewässer auswirkt (TAUBE et al., 2015). Im Zuge der Düngung während der Pflanzenproduktion kommt es zu Überschüssen und Auswaschungen von Nährstoffen, die zu einem Eintrag dieser Nährstoffe in Gewässer führen können. Die bio-physikalischen Prozesse im Boden infolge der Düngung von Pflanzen sind komplex und beeinflussen durch eine Reihe von Faktoren, auf welchem Standort wie viel Nährstoffe tatsächlich ausgewaschen werden. Zum Beispiel haben die Art des Bodens oder die Menge des Niederschlages einen erheblichen Einfluss auf diesen Vorgang (TAUBE et al., 2015). Trotzdem ist grundsätzlich die Menge des ausgebrachten Nährstoffes und konkret der Überschuss von ausgebrachten zu abgefahrenen Nährstoffen entscheidend für die Auswaschung und damit den Wasserschutz. Die Nährstoffsalden, insbesondere für Stickstoff sind

daher eine wichtige Messgröße um den Einfluss der Landwirtschaft auf den Wasserschutz abzubilden. In Abbildung 2.4 sind die nationalen Stickstoffsalden der Jahre von 1990 bis 2013 aufgeführt. Es zeigt sich, dass nach starken Abnahmen der Salden in den 1990er Jahren, ab Mitte bis Ende der 2000er eine Stagnation eingesetzt hat. Ziel war es die nationalen Stickstoffsalden bis 2010 auf 80 kg/N ha zu begrenzen. Dies ist bisher nicht flächendeckend gelungen (TAUBE et al., 2015).

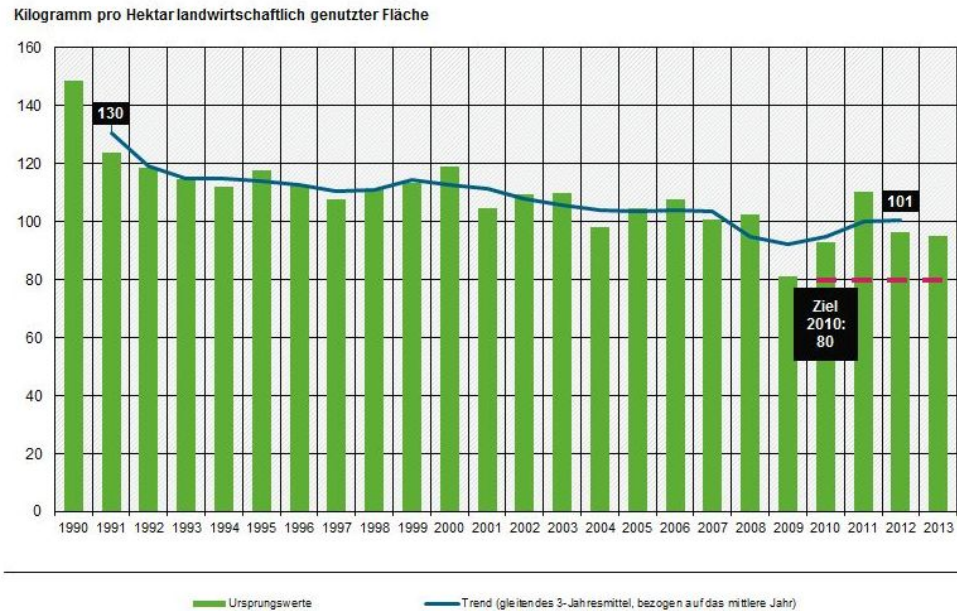


Abbildung 2.4: Stickstoffüberschuss der Landwirtschaft (Gesamtbilanz) von 1990 bis 2013 (Quelle: Institut für Pflanzenbau und Bodenkunde, Julius Kühn Institut (JKI) Braunschweig und Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement (ILR), Universität Gießen, 2014)

## Klimaschutz

Die Beeinträchtigung bzw. die Veränderung des Klimas infolge der Emissionen von Treibhausgasen und der dadurch bedingte Klimawandel ist eine zentrale Herausforderung heutiger Zeit. Die Landwirtschaft ist auf vielfältige Weise mit dem Klimaschutz verbunden und war beispielsweise im Jahr 2008 für 6,9 % der deutschen Treibhausgasemissionen direkt verantwortlich (UBA, 2011). Wie in Abbildung 2.5 dargestellt, sind insbesondere die Versorgung von Pflanzen mit Dünger und die Tierhaltung für diese Emissionen verantwortlich. Mit 12 % stellen allerdings auch „sonstige Quellen“ einen nicht zu vernachlässigenden Anteil der deutschen Treibhausgasemissionen dar.

Emissionen der Klimagase Methan  $CH_4$  und Lachgas  $N_2O$  werden zu über 50 % von der Landwirtschaft verursacht. In Abbildung 2.6 ist die Entwicklung für diese Emissionen seit 1990 aufgeführt. Es wird ersichtlich, dass die Methanemissionen einen klaren Abwärtstrend aufweisen, für Lachgas aber keine solche klare Abnahme der Emissionen vorliegt.

Da es sich bei der Herstellung von Nahrungsmitteln und Rohstoffen in der Landwirtschaft um einen biologischen Prozess handelt, haben vielen Faktoren einen Ein-

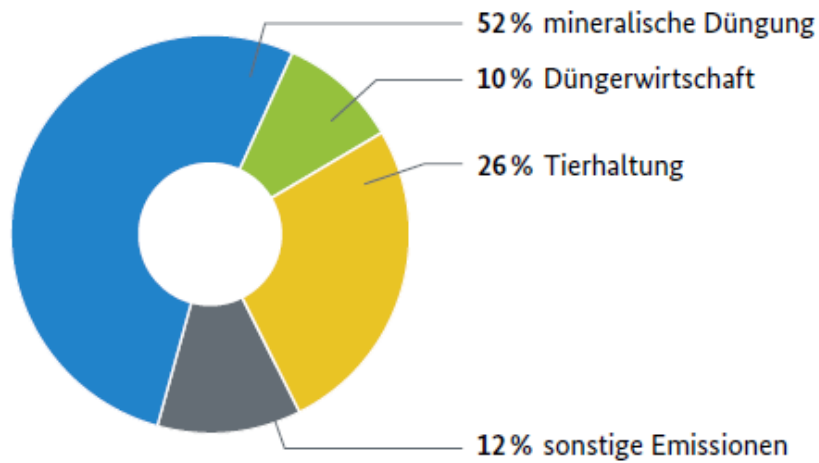


Abbildung 2.5: Emissionsquellen der Landwirtschaft für das Jahr 2012 (Quelle: BMU, 2014)

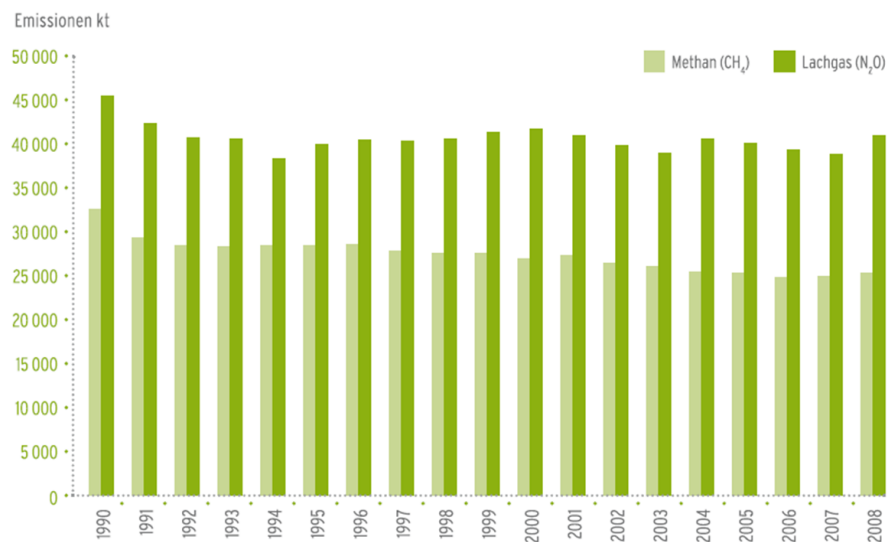


Abbildung 2.6: Landwirtschaft als Quelle von treibhauswirksamen Gasen (Quelle: UBA, 2011)

fluss auf die konkrete Klimawirkung bzw. den Klimaschutz durch die Landwirtschaft (UBA, 2011). Entscheidende Variablen im Produktionsprozess, die sich im Sinne der Klimawirkung anpassen lassen, sind die gewählten Verfahren und deren Intensität, sowohl im Pflanzenbau als auch in der Tierhaltung (BRITZ und LEIP, 2009; LENGERS et al., 2013; POYDA et al., 2015). So sind die Intensität und die Herdengröße wichtige Einflussgrößen in der Milchproduktion im Bezug auf die emittierten Treibhausgase (LENGERS et al., 2014). Im Ackerbau sind z.B. die Menge der verwendenden Nährstoffe, Verfahren der Düngung und bio-physikalische Gegebenheiten dafür verantwortlich wie viele Treibhausgase während der Produktion von pflanzlichen Erzeugnissen entstehen (KELM et al., 2007; SIELING et al., 2013). Aufgrund dieser Beziehungen besteht ein direkter Zusammenhang zwischen Wasserschutz und Klimaschutz, da beide Nachhaltigkeitsgüter sehr stark durch die Emissionen infolge der Nährstoffausbringung beeinträchtigt werden. Insbesondere die Verbindung mit dem Faktor Boden spielt für den Klimaschutz eine große Rolle. So ist beispielsweise ein großer Verursacher von Treibhausgasen in der Landwirtschaft die Nutzung von Moorböden (POYDA, 2015). In welcher Art und Intensität derartige Flächen genutzt werden, hat somit einen entscheidenden Einfluss darauf, ob ein positiver oder negativer Beitrag zur Nachhaltigkeit geliefert wird.

Zusätzlich gilt, dass in den letzten Jahren die Landwirtschaft als aktiver Erzeuger von Klimaschutz, z.B. mit Hilfe der Biogasproduktion, etabliert wurde. Dabei wird in Koppelproduktion Biogas als Energieträger für die Strom- oder Gasversorgung zusammen mit Klimaschutz, in Form von eingesparten Treibhausgasen hergestellt (ALBRECHT und HENNING, 2013; GÖMANN et al., 2013). Die Landwirtschaft kann also sowohl aktiv zur Vermeidung von Treibhausgasen beitragen oder passiv durch die Senkung von klimaschädlichen Emissionen während der Produktion von landwirtschaftlichen Erzeugnissen.

## **Biodiversität und Landschaft**

Während Klima- und Wasserschutz relativ eindeutig anhand der jeweiligen Qualität von Klima und Wasser bzw. durch die Messung der beeinträchtigenden Emissionen zu bestimmen sind, ist die Bestimmung von Biodiversität und der Landschaft bzw. des Landschaftsbildes schwieriger. Obwohl beide Begriffe intuitiv verständlich sind, ist eine eindeutige und klare Definition nötig um Aussagen über Entwicklung und Schutz dieser beiden Nachhaltigkeitsgüter treffen zu können. Ebenso muss die Art und Weise, wie Biodiversität und eine Landschaftsform oder das Landschaftsbild „gemessen“ und verglichen werden können, definiert werden.

Biodiversität ist international seit 1992 in Form des „Übereinkommens über die Biologische Vielfalt“ in Rio de Janeiro definiert (ZEBISCH, 2004). Ziele des Übereinkommens sind dabei im wesentlichen „die Erhaltung der biologischen Vielfalt, die nachhaltige Nutzung ihrer Bestandteile und die ausgewogene und gerechte Aufteilung, der sich aus der Nutzung der genetischen Ressourcen ergebenden Vorteile...“ (CBD, 1992).

Die Messung der Biodiversität erfolgt anhand von Indikatoren. Es gibt beispielsweise in Deutschland für sechs unterschiedliche Landschafts- und Lebensräume den Indikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ (BMU, 2010). Dieser Indikator wird anhand von 10 repräsentativen Vogelarten gebildet. Die Bestandsgröße dieser Vogelarten dient als Anzeiger, in wie weit die entsprechende Landschaft als Lebens-

raum geeignet ist. Da auch andere Arten eine reichhaltig gegliederte Landschaft mit ähnlichen Lebensräumen, wie die ausgewählten Vogelarten, benötigen, sind diese indirekt in dem Indikator aufgenommen und der Indikator kann als Maß der allgemeinen Artenvielfalt verwendet werden (BMU, 2010).

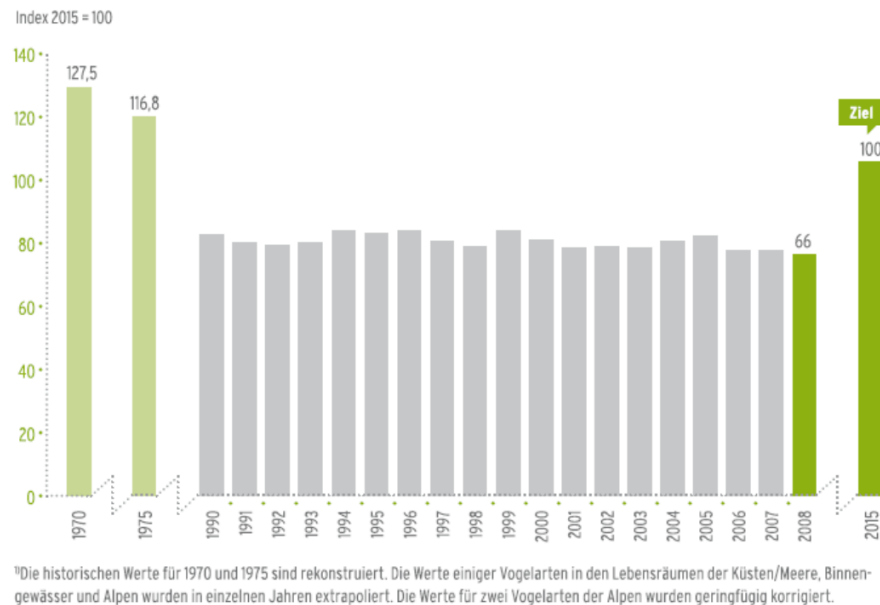


Abbildung 2.7: Indikator: „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“: Teilindikator „Agrarland“ (Quelle: UBA, 2011)

In Abbildung 2.7 ist dieser Indikator als Teilindikator für Agrarland im Zeitverlauf seit 1990 und historisch rekonstruiert für die Jahre 1970 und 1975 dargestellt. Das Niveau des Teilindikators ist in den letzten 20 Jahren stetig gefallen und gemessen an den historischen Zahlen von 1970 und 1975 ist eine noch bedeutendere Verschlechterung offensichtlich. Das für 2015 definierte Ziel von einem Indexwert von 100 scheint anhand der Entwicklung sehr unwahrscheinlich. Die große Bedeutung der Landwirtschaft auf die Artenvielfalt und die Landschaft in Mitteleuropa wird anhand von Abbildung 2.8 ersichtlich. Über 50 % der Fläche werden von der Landwirtschaft oder durch künstliche Bebauung bedeckt.

Der Begriff „Landschaft“ ist in der europäischen Landschaftskonvention als Kulturgut, „als Ergebnis von natürlichen und/oder menschlichen Einflüssen“ definiert (BRUNS, 2008). Dies umfasst sowohl das Landschaftsbild, als auch den Lebensraum, der in ihr lebenden Menschen. Die „Erfassung“ der Landschaft erfolgt in Deutschland, überwiegend anhand von behördlichen Vorgängen im Rahmen der Landschaftsplanung oder durch Naturschutzbehörden. Die Bewertung in derartigen Verfahren ist ebenfalls vorwiegend diesen Expertengruppen vorbehalten. Die Öffentlichkeit und Bevölkerung wird allerdings verstärkt in Form von Befragungen mit in diesen Prozess eingebunden (BRUNS, 2008).

Durch die Ausbreitung in der Fläche ist die Landwirtschaft ein wichtiger oder sogar der wichtigste Faktor bei der Gestaltung der Landschaft. Die (gewachsene) Kulturlandschaft in Europa ist eine direkte Folge der Bewirtschaftung von Böden zur Nahrungsmittel- und Rohstoffherzeugung (HABER, 2002). In den letzten Jahren und Jahrzehnten hat sich die Landwirtschaft und ihre Produktionsweise zum Teil stark geändert, so dass bestimmte Landschaften und Landschaftsbilder abnehmen



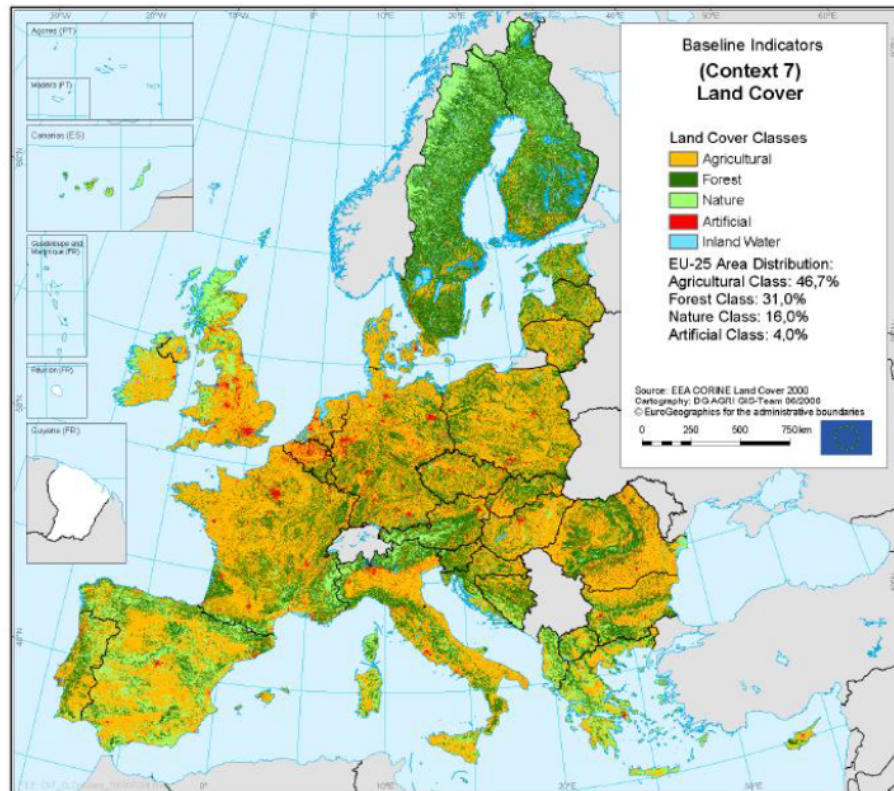


Abbildung 2.8: Verteilung von Flächenklassen über Europa (Quelle: MCCracken und Klockenbring, 2007)

(Haber, 2002). Dies steht zu einem Großteil in einem direkten Zusammenhang mit der Abnahme der Biodiversität und dem Zurückgehen oder sogar dem Verschwinden von verschiedenen Tier- und Pflanzenarten (Hampicke, 2013). Im Zuge des Ausbaus der Erneuerbaren Energie in Form von Windkraftanlagen und der Biogaserzeugung ist ebenfalls eine Beeinträchtigung des Landschaftsbildes und der Landschaft festgestellt worden, die von vielen Gruppen als negativ eingestuft wurde (Bosch und Peyke, 2011; Linhart und Dhungel, 2013).

Die Auswirkungen der Landwirtschaft auf die Nachhaltigkeitsgüter Wasserschutz, Klimaschutz, Biodiversität und Landschaft(sbild) zeigen, dass eindeutige Wechselwirkungen zwischen Landwirtschaft und Nachhaltigkeit vorliegen und die Bereitstellung von Nachhaltigkeitsgütern entsprechend beeinflusst wird. Gesetzlich und politisch festgelegte Umweltstandards sind im Laufe der letzten Jahre wiederholt nicht erreicht worden und ein positiver Trend ist in den meisten Fällen nicht zu erkennen. Für eine Bereitstellung von Nachhaltigkeitsgütern in dem gesellschaftlich angestrebten Maß, sind Anpassungen und Änderungen in der Landnutzung und den landwirtschaftlichen Produktionsprozessen erforderlich (Taube, 2016).

### 2.1.2 Formale produktionstechnische Abbildung der Nachhaltigkeit als Koppelprodukt der Landwirtschaft

Produktionstheoretisch lassen sich die oben beschriebenen Wechselwirkungen zwischen Landwirtschaft und Nachhaltigkeit mit Hilfe des Begriffes der Koppelproduktion beschreiben. Grundlegend wird unter der Produktion die Transformation

von Gütern und Dienstleistungen in andere Güter und Dienstleistungen verstanden (KRELLE und SCHEPER, 1996). Die Güter und Dienstleistungen, die das Ergebnis dieser Transformation sind, werden Outputs  $y$  genannt, während die Güter und Dienstleistungen, die in den Transformationsprozess eingehen, Inputs  $x$  genannt werden. Die Transformation von Inputs  $x$  in Outputs  $y$  ist grundsätzlich technologisch beschränkt, d.h. Inputs können nicht beliebig in Outputs transformiert werden. Eine Input-Output-Kombination  $(y,x)$  heißt Produktionspunkt. Ist die Input-Output-Kombination bei gegebenem technischem Wissen durchführbar, so heißt der Produktionspunkt technisch durchführbar. Es gibt viele, in der Regel unendlich viele, technisch durchführbare Produktionspunkte. Die Menge aller technisch durchführbaren Produktionspunkte heißt Produktionstechnologie oder oft auch nur Technologie,  $T$ .

Nun sind nicht alle Produktionspunkte der Technologie von Interesse. Insbesondere lassen sich ökonomische Analysen auf die Teilmenge der technisch-effizienten Produktionspunkte beschränken. Ein Produktionspunkt  $(y_1, x_1) \in T$  heißt technisch-effizient, genau dann wenn es keinen anderen Produktionspunkt  $(y_2, x_2)$  gibt, so dass gilt:  $y_2 \geq y_1$  und  $x_2 \leq x_1$ . Inhaltlich bedeutet dies, dass es keine technisch durchführbaren Produktionspunkte gibt, die zu einem höheren Output bei gleichem (oder geringerem) Input oder aber die mit einem geringeren Input zu einem gleichen (oder höheren) Output führen (KRELLE und SCHEPER, 1996).

Sowohl für Outputs als auch Inputs wird angenommen, dass es sich um Güter (und Dienstleistungen) handelt, d.h. sie haben einen Nutzenwert für die Gesellschaft. Daraus folgt für technisch-ineffiziente Produktionspunkte, dass sie immer durch einen anderen technisch-effizienten Produktionspunkt dominiert werden. Daher sind nur technisch-effiziente Produktionspunkte für ökonomische Analysen relevant. Die Teilmenge aller technisch-effizienten Produktionspunkte heißt Produktionsfunktion,  $F$ . Mathematisch entspricht die Produktionsfunktion gerade dem Rand der Technologie. Die mathematische Darstellung der Produktionsfunktion erfolgt mit Hilfe von Multi-Input-Multi-Output Produktionsfunktionen,  $F(y, x) = 0$  (ARROW und INTRILIGATOR, 1982; FUSS und MCFADDEN, 1978).

Zur Vereinfachung der Darstellung wird das Netputkonzept eingeführt. Nach dem Netputkonzept werden die Mengen von Gütern, die in einem Produktionsprozess insgesamt als Nettoinputs eingehen mit negativen Vorzeichen versehen, während die Mengen von Gütern, die insgesamt einen Nettooutput eines Produktionsprozesses darstellen, mit positiven Vorzeichen versehen sind. Beispielsweise kann in einem landwirtschaftlichen Marktfruchtbau-Veredlungsbetrieb Getreide ein Nettoinput oder aber ein Nettooutput darstellen, je nachdem, ob der Betrieb mehr eigenes Getreide produziert als er als Futtermittel einsetzt oder nicht. Wird das Netputprinzip in der Definition von Produktionspunkten verwendet, vereinfacht sich die Definition von technischer Effizienz. Ein Produktionspunkt  $(y_1, x_1) \in T$  heißt technisch-effizient genau dann, wenn es keinen anderen Produktionspunkt  $(y_2, x_2)$  gibt, so dass gilt:  $(y_1, x_1) \leq (y_2, x_2)$  (ARROW und INTRILIGATOR, 1982).

Vor dem Hintergrund der produktionstechnischen Definitionen lassen sich nun Effekte der landwirtschaftlichen Produktion auf die Umwelt direkt integrieren, indem die jeweiligen Umweltwirkungen ebenfalls als Netputs des landwirtschaftlichen Produktionsprozesses definiert werden. Konkret soll  $z = (Z_1, ..Z_r, ..Z_k)$  einen Vektor von  $k$  relevanten Umweltwirkungen der landwirtschaftlichen Produktion bezeichnen. Es ergibt sich die erweiterte landwirtschaftliche Produktionsfunktion  $F(y, z, x)$ .

Inhaltlich können Umweltwirkungen sowohl als Nettoinput oder als Nettooutput interpretiert werden. Beispielsweise kann die Herstellung eines Landschaftsbildes blühender Rapsfelder als ein Nettooutput der landwirtschaftlichen Produktion verstanden werden. Hingegen kann der Grünlandumbruch oder die Nitratauswaschung als ein Nettoinput von Umweltressourcen in den landwirtschaftlichen Produktionsprozess interpretiert werden. Es ist unmittelbar möglich bestimmte Umweltwirkungen als Nettoinput und andere als Nettooutput in die Produktionsfunktion zu integrieren ohne das sich die formale Darstellung bzw. Analyse ändert. Tatsächlich lassen sich aber alle Umweltwirkungen immer äquivalent sowohl als Nettoinputs als auch als Nettooutputs darstellen. Beispielsweise ist die Nitratauswaschung gemessen als Stickstoffüberschuss in kg pro ha ein Nettoinput, kann aber äquivalent auch als Vermeidung von Stickstoffüberschuss in kg pro ha gemessen werden, welche einen Nettooutput darstellt. Konkret kann die Vermeidung von Stickstoffüberschuss (N-Drift) definiert werden, indem zunächst der Wert eines maximal tolerierbaren Überschusses definiert wird,  $MaxN$ , und dann die Vermeidung des Stickstoffüberschusses als  $MaxN - N\text{-drift}$  definiert wird (vgl. Kapitel 4).

Formal lassen sich alle Wechselwirkungen zwischen klassischen landwirtschaftlichen Netputs, d.h. Nettoinputs  $x$  bzw. Nettooutputs  $y$ , sowie zwischen speziellen Umweltwirkungen die als nachhaltige Netputs  $z$ , d.h. als Nettoinputs oder Nettooutputs in den Produktionsprozess eingehen, mit Hilfe einer Multi-Input-Multi-Output Produktionsfunktion  $F(y, x, z)$  definieren. Kann die Produktionsfunktion empirisch spezifiziert werden, so lassen sich alle Wechselwirkungen quantitativ aus dieser Funktion ableiten. Die methodische Schwierigkeit besteht in der konkreten Formulierung einer adäquaten Multi-Input-Multi-Output Produktionsfunktion, die einerseits die komplexen produktionstechnischen Zusammenhänge hinreichend genau abbildet und andererseits mit verfügbaren Daten empirisch spezifiziert werden kann. Darüber hinaus muss die Produktionsfunktion eine hinreichende analytische Handhabbarkeit entsprechender Simulationsanalysen unterschiedlicher Politikszenerien erlauben. Auf diese methodischen Aspekte wird konkret in Abschnitt 3.2 eingegangen.

Bevor weitere theoretische Überlegungen hinsichtlich der Ausgestaltung einer nachhaltigen Landwirtschaft angestellt werden, werden für ein besseres intuitives Verständnis kurz einige exemplarische inhaltliche Zusammenhänge, die eine echte Koppelung von Nachhaltigkeitsgütern und landwirtschaftlichen Produktionsgütern bedingen, diskutiert.

Liegt eine Koppel- bzw. Verbundproduktion zwischen klassischen Produktionsgütern und Nachhaltigkeitsgütern in der Landwirtschaft vor, so wird einerseits die Produktion der Nachhaltigkeitsgüter durch jede Maßnahme, die zu einer geänderten Outputmenge von landwirtschaftlichen Produktionsgütern führt beeinflusst. Dabei ist es unerheblich ob dies durch das Marktgeschehen oder die Politik geschieht. Andererseits gilt diese Beziehung auch umgekehrt, jeden Maßnahme die zur Steigerung von Nachhaltigkeitsgütern führt, hat einen Einfluss auf die Bereitstellung von landwirtschaftlichen Produktionsgütern (MAIER und SHOBAYASHI, 2001). Das heißt, dass alle Outputs und Inputs, die durch den Produktionsprozess verbunden sind, sich wechselseitig anpassen, sobald ein einzelner Output oder Input geändert wird. MAIER und SHOBAYASHI (2001) nennen für diesen Zusammenhang im wesentlichen drei Gründe: *technische Interdependenzen, nicht zuordnungsfähige Inputs und zuordnungsfähige fixe Faktoren.*

*Technische Interdependenzen* beschreiben die technischen und biologischen Verknüpfungen bei landwirtschaftlichen Produktionsprozessen. Die Änderung einer Outputmenge hat dabei Einfluss auf das Angebot anderer Outputs. Diese Beziehung kann komplementär oder konkurrierend sein, also entweder führt die Ausweitung in der Produktion eines Outputs zu einem Anstieg von Koppelprodukten oder zu einer Abnahme. Klassische Beispiele für landwirtschaftliche Produktionsgüter mit einem Mehrfachnutzen infolge von Koppelproduktion sind beispielsweise Honigbienen und Obstbäume oder positive Effekte auf die Nährstoffversorgung durch Fruchtfolgen. Für viele Nachhaltigkeitsgüter liegen technische Interdependenzen aufgrund von negativen Effekten der Primärproduktion vor. So sind Auswaschungen von Nährstoffen oder die Emissionen von Treibhausgasen Beispiele. Positive Auswirkungen in Form von einem ansprechenden Landschaftsbild oder Aufrechterhaltung bestimmter Lebensräume durch landwirtschaftliche Produktionsprozesse gehören ebenfalls zu den technischen Interdependenzen (MAIER und SHOBAYASHI, 2001).

*Nicht zuordnungsfähige Inputs* treten dann auf, wenn verschiedene Outputs durch ein Input produziert werden und sich die Produktion eines Outputs nicht von der des anderen Outputs trennen lässt. Ein klassisches Beispiel aus der Agrarproduktion ist die Erzeugung von Fleisch und Wolle bei der Haltung von Schafen. Für öffentliche Güter sind beispielsweise blühende Rapsfelder oder die alpine Almlandschaft infolge der Milchviehhaltung zu nennen. Diese Beispiele zeigen bereits, dass die nicht zuordnungsfähigen Inputs eng mit den technischen Interdependenzen verknüpft sind und eine klare Unterscheidung der beiden Sachverhalte nicht immer möglich ist (MAIER und SHOBAYASHI, 2001).

*Zuordnungsfähige fixe Faktoren* sind Inputs die Betrieben in einer festen Höhe zur Verfügung stehen und unterschiedlich auf die produzierten Outputs verteilt werden. Wird daher die Produktion eines Outputs erhöht oder gesenkt, ändert sich die zur Verfügung stehende Menge dieses Faktors für andere Outputs. Dies hat wiederum Einfluss auf den Einsatz variabler Inputs infolge von geänderten Grenzproduktivitäten und führt somit zu einer starken Verzahnung des Produktionsprozesses (MAIER und SHOBAYASHI, 2001). Betriebsfläche und eigene Arbeitskraft sind zu mindestens kurzfristig Beispiele von fixen Faktoren, die in der Vergangenheit eingehend untersucht wurden. Die meisten fixen Faktoren lassen sich allerdings langfristig in variable Faktoren wandeln (z.B. Betriebsfläche durch Pacht oder Kauf) und somit hat dieser Aspekt der Verbundenheit von Produktionsprozessen den niedrigsten Einfluss auf die Multifunktionalität der Landwirtschaft (MAIER und SHOBAYASHI, 2001). Für die Erklärung und Charakterisierung der Koppelproduktion ist es durchaus sinnvoll die drei unterschiedlichen Gründe zu benennen. Empirisch sind die Zusammenhänge allerdings häufig so komplex, dass eine Kombination der drei Kategorien und damit keine klare Trennung vorliegt (MAIER und SHOBAYASHI, 2001).

## 2.2 Ökonomische Grundlagen der pareto-optimalen Bereitstellung von Nachhaltigkeitsgütern

Die Problematik einer nachhaltigen Landnutzung ergibt sich durch die Tatsache, dass ein individueller Landwirt auf der Mikroebene entsprechende Anreize erhalten muss, seine landwirtschaftliche Produktionsentscheidungen so zu treffen, dass der

von ihm realisierte (ausgewählte) Produktionspunkt, den gesellschaftlichen Vorstellungen einer nachhaltigen Landnutzung entspricht.

In einem marktwirtschaftlichen System werden die ökonomischen Anreize grundsätzlich über Preise vermittelt. Wird zunächst vereinfachend davon ausgegangen, dass alle Güter auf vollkommenen Märkten handelbar sind und werden mit  $p_y, p_x$  und  $p_z$  die jeweiligen Marktpreise der klassischen landwirtschaftlichen Output- und Inputgüter bzw. der relevanten Nachhaltigkeitsgüter bezeichnet. Wird anschließend mit  $F^i(y, x, z)$  die Multi-Input-Multi-Output-Produktionsfunktion eines landwirtschaftlichen Betriebes  $i$  bezeichnet, so folgt der aus betriebswirtschaftlicher Sicht optimale Produktionsplan  $(y_i^*, x_i^i, z_i^*)$  aus der Maximierung des betrieblichen Gewinns:

$$\begin{aligned} (y_i^*, x_i^i, z_i^*) &= \operatorname{argmax} p_y y + p_x x + p_z z \\ \text{s.t. : } & F^i(y, x, z) = 0 \end{aligned}$$

Insbesondere folgt aus den Bedingungen erster Ordnung der betrieblichen Gewinnmaximierung:

$$(a) \quad \frac{\frac{\partial F^i}{\partial y}}{\frac{\partial F^i}{\partial x}} = \frac{p_y}{p_x}, \quad (b) \quad \frac{\frac{\partial F^i}{\partial z}}{\frac{\partial F^i}{\partial x}} = \frac{p_z}{p_x}, \quad (c) \quad \frac{\frac{\partial F^i}{\partial y}}{\frac{\partial F^i}{\partial z}} = \frac{p_y}{p_z} \quad (2.1)$$

Die Bedingungen (a) bis (c) entsprechen dabei den klassischen marginal Bedingungen eines Unternehmens in einer Marktökonomie, d.h. die technologische Grenzrate der Transformation zweier Netputs entspricht gerade dem Verhältnis ihrer Marktpreise. Bedingung (a) entspricht dabei den Optimalbedingungen einer klassischen landwirtschaftlichen Produktion ohne Berücksichtigung der Umweltwirkungen, d.h. es folgt für einen optimalen Faktoreinsatz: Wertgrenzprodukt gleich Faktorpreis,

d.h.  $p_y \frac{\frac{\partial F^i}{\partial x}}{\frac{\partial F^i}{\partial y}} = p_x$  bzw. für einen optimalen Outputproduktion folgt: Grenzkosten

gleich Outputpreis,  $p_x \frac{\frac{\partial F^i}{\partial y}}{\frac{\partial F^i}{\partial x}} = p_y$ . Analog korrespondiert die Bedingung (b) zu der Bedingung (a), nur das als Output Nachhaltigkeitsgüter statt klassische landwirtschaftliche Güter betrachtet werden. Die Bedingung (c) hingegen korrespondiert mit Bedingungen für eine optimale Produktionsstruktur, d.h. die Koppelproduktion von landwirtschaftlichen Gütern ( $y$ ) und Nachhaltigkeitsgütern ( $z$ ) ist betriebswirtschaftlich optimal, wenn die Grenzrate der Transformation für diese beiden Güter gerade dem Verhältnis ihrer Marktpreise entspricht (ARROW und INTRILIGATOR, 1982).

Aus gesellschaftlicher Sicht ist das betriebliche Produktionsprogramm entsprechend der klassischen Wohlfahrtstheorie genau dann optimal, wenn die jeweiligen Netputpreise den volkswirtschaftlichen Schattenpreisen entsprechen. Sind alle Netputs auf vollkommenen Märkten handelbar, so entsprechen die Marktpreise gerade den volkswirtschaftlichen Schattenpreisen und die landwirtschaftliche Produktionsstruktur ist pareto-optimal.

Die Problematik einer nachhaltigen Landnutzung ergibt sich aus der Tatsache, dass Nachhaltigkeitsgüter gerade nicht auf vollkommenen Märkten handelbar sind. Insofern kann eine rein marktwirtschaftliche Koordination nicht zu einer pareto-optimalen, d.h. gesellschaftlich optimalen Bereitstellung von Nachhaltigkeitsgütern führen. Diese Problematik wird allgemein als Marktversagen bezeichnet und die

genauen Gründe für das Marktversagen bei Nachhaltigkeitsgütern werden in dem nächsten Abschnitt (2.3) diskutiert. Bevor dies allerdings erfolgt, werden noch einmal die ökonomischen Grundprinzipien einer aus gesellschaftlicher Sicht optimalen Bereitstellung von Nachhaltigkeitsgütern erläutert. Die Erläuterung dieser ökonomischen Grundprinzipien ist insbesondere hilfreich um Leitlinien bzw. Prämissen für eine optimale politische Bereitstellung von Nachhaltigkeitsgütern zu entwickeln.

Vereinfacht wird davon ausgegangen, dass alle Konsumenten einer Volkswirtschaft komplett homogen sind, d.h. durch einen repräsentativen Konsumenten abgebildet werden können. Analog dazu wird für alle landwirtschaftlichen Betriebe angenommen, dass sie homogen sind und durch einen einzigen repräsentativen Betrieb abgebildet werden können. Ebenso wird ohne Beschränkung der Allgemeinheit angenommen, dass ein Nachhaltigkeitsgut ein Nettooutput des landwirtschaftlichen Produktionsprozesses darstellt.

In Abbildung 2.9 ist die ökonomische Situation für die optimale Bereitstellung von Nachhaltigkeitsgütern exemplarisch in Form eines Umweltstandards  $Z$  dargestellt. Der repräsentative Konsument zieht einen Nutzen aus der Einhaltung des Umweltstandards  $Z$ , wobei  $U(Z)$  die entsprechende Nutzenfunktion bezeichnet.  $U(Z)$  ist monoton steigend in dem Umweltstandard  $Z$ , d.h. je höher der Standard desto höher ist ceteris paribus der Nutzen des Konsumenten. Umgekehrt ist aufgrund der Koppelproduktion die Einhaltung des Umweltstandards für den Landwirt mit Kosten, d.h. Einschränkungen des betrieblichen Gewinns, verbunden. Formal ergeben sich die Kosten aus den jeweiligen produktionstechnischen Trade-offs zwischen dem Nachhaltigkeitsgut und den klassischen landwirtschaftlichen Produktionsgütern, wobei die marginalen Kosten gerade der Grenzrate der Transformation zwischen Nachhaltigkeitsgut und landwirtschaftlichen Produktionsgut multipliziert mit dem Preis des landwirtschaftlichen Gutes entsprechen. Die Kosten  $C(Z)$  und auch die marginalen Kosten  $C'(Z)$  nehmen mit steigendem Umweltstandard zu (siehe Abbildung 2.9).

Wird zunächst davon ausgegangen, dass die betrieblichen Produktionsentscheidungen von dem landwirtschaftlichen Unternehmer komplett kontrolliert werden, wird dieser einen Umweltstandard  $Z$  nur dann einhalten, wenn der betriebliche Gewinn mit Einhaltung dieses Standards höher ist als ohne Einhaltung. Analog wird davon ausgegangen, dass der Konsument souverän über seinen Konsum entscheiden kann, d.h. ein Konsument wird einen Umweltstandard  $Z$  nur dann mit einem Transfer  $T$  honorieren, wenn dieser einen positiven Nettonutzen dadurch realisiert, d.h.  $U(Z) - T \geq 0$  gilt.

Grundsätzlich lassen sich die folgenden drei Koordinationsmechanismen zu Bereitstellung des Nachhaltigkeitsgutes unterscheiden:

- I. Markt
- II. Vertrag
- III. Politik

Graphisch lässt sich die pareto-optimale Bereitstellung des Umweltstandards aus Abbildung 2.9 als  $Z^{opt}$  ermitteln. Für  $Z^{opt}$  ist die gesellschaftliche Nettowohlfahrt gemessen als Abstand zwischen dem Nutzen  $U(Z)$  und den Kosten  $C(Z)$  maximal. Insbesondere gilt:  $U'(Z^{opt}) - C'(Z^{opt}) = 0$ , d.h. für den pareto-optimalen Umweltstandard entspricht der Grenznutzen des Konsums den Grenzkosten seiner Bereitstellung.



Die Frage ist, ob die o.g. Koordinationsmechanismen zu einer pareto-optimalen Allokation führen.

### 2.2.1 Marktkoordination

Koordinieren der Konsument und der Landwirt in der eingeführten Minigesellschaft ihr Konsum- bzw. Produktionsverhalten über den Markt, so wird angenommen, dass der Konsument den Umweltstandard zu einem Marktpreis  $P_z$ , pro Standardeinheit kaufen kann. Umgekehrt kann der Landwirt den produzierten Umweltstandard für den selben Marktpreis  $P_z$ , pro Standardeinheit verkaufen.

Es wird weiterhin angenommen, dass der Konsument quasi-lineare Präferenzen aufweist,  $V_c = U(Z) + m$ . Dann ergibt sich die von ihm am Markt bei dem Preis  $P_z$  realisierte Nachfrage  $Z(P_z, m)$  aus der Nutzenmaximierung, d.h.:

$$Z_c(p_z, m) = \underset{Z}{\operatorname{argmax}} \quad U(Z) + m - P_z Z \quad (2.2)$$

Aus den Bedingungen erster Ordnung lässt sich direkt die Nachfragefunktion  $D(P_z)$  ableiten, die die nutzenmaximale Nachfragemenge des Konsumenten beim Preis  $P_z$  angibt. Aufgrund der unterstellten quasi-linearen Präferenzen hängt diese tatsächlich nur vom Marktpreis ab. Insbesondere ergibt sich die inverse Nachfragekurve  $P_z = D^{-1}(Z) = U'(Z)$ , welche die maximale marginale Zahlungsbereitschaft des Konsumenten für eine weitere Umweltstandardeinheit darstellt, als Grenznutzen. Im Nutzenmaximum entspricht der Preis der marginalen Zahlungsbereitschaft  $P_z = D^{-1}(Z)$  (ARROW und INTRILIGATOR, 1982).

Analog ergibt sich aus der Gewinnmaximierung der Umweltstandard den der Landwirt bei gegebenem Marktpreis anbietet:

$$\begin{aligned} Z_F &= \underset{Z}{\operatorname{argmax}} \quad p_y y + p_x x + P_z Z \\ \text{s.t. : } &F(y, x, Z) = 0 \end{aligned} \quad (2.3)$$

Aus den Bedingungen erster Ordnung lässt sich die Angebotsfunktion des Landwirts  $S(P_z)$  ableiten, die den gewinnmaximalen Umweltstandard, den der Landwirt beim Marktpreis  $P_z$  anbietet, angibt. Wird mit  $\Pi(p_y, p_x, Z)$  die zu der Multi-Input-Multi-Output-Produktionsfunktion  $F(y, x, Z)$  dual restringierte Profitfunktion bezeichnet, so lässt sich die folgende Kostenfunktion  $C(Z)$  des Landwirts definieren:

$$C(Z) = \Pi(p_y, p_x, Z^0) - \Pi(p_y, p_x, Z)$$

$Z^0$  ist dabei der Umweltstandard, den der Landwirt bei einem Preis  $P_z = 0$  bei der Maximierung seines Gewinns realisiert. Im Gewinnmaximum gilt:

$$P_z = C'(Z_F)$$

Ein Marktgleichgewicht ist ein Marktpreis,  $P_z^*$  für den die Nachfrage des Konsumenten dem Angebot des Landwirts entspricht, d.h. es gilt:

$$D(P_z^*) = S(P_z^*)$$

Wird mit  $Z_M$  der im Marktgleichgewicht realisierte Umweltstandard bezeichnet, so folgt:



$$P_z^* = D^{-1}(Z_M) = U'(Z_M) = C'(Z_M)$$

Wird für die Minigesellschaft, die aus nur einem Konsumenten und einem Landwirt besteht, angenommen, dass der Umweltstandard der landwirtschaftlichen Produktion auf einem vollkommenen Markt handelbar ist, so führt der Markt zu einer pareto-optimalen Allokation (ARROW und INTRILIGATOR, 1982; MAS-COLELL et al., 1995). Dabei wird die gesamte gesellschaftliche Nettowohlfahrt  $U(Z^{opt}) - C(Z^{opt})$  auf den Konsumenten und den Landwirt aufgeteilt. Konkret gilt:

$$PR = p_z^* Z^{opt} - C(Z^{opt}) \geq 0$$

$$KR = U(Z^{opt}) - p_z^* Z^{opt} \geq 0$$

Die erste Ungleichung gilt wegen der Konvexität der Kostenfunktion und die zweite Ungleichung gilt wegen der Konkavität der Nutzenfunktion. Der Markt impliziert also eine Aufteilung der gesellschaftlichen Nettorente, die durch eine optimale Bereitstellung der Nachhaltigkeitsgüter erzielt wird. Die konkrete Aufteilung hängt von der konkreten Produktionstechnologie  $F(y, x, z)$  sowie den konkreten Präferenzen  $U(Z)$  ab (ARROW und INTRILIGATOR, 1982; VARIAN, 1994).

Man bedenke, dass dieses Ergebnis nur für die Minigesellschaft und unter der exogenen Annahme, dass ein vollkommener Markt existiert, erzielt wird. Insbesondere wurde implizit unterstellt, dass der Landwirt die Verfügungsrechte über die Umwelt besitzt, d.h. er kann allein bestimmen, welche Umweltstandards er in der landwirtschaftlichen Produktion realisiert. In dem Abschnitt 2.3 wird explizit aufgezeigt, dass die Annahmen für reale Gesellschaften, die insbesondere viele heterogene Konsumenten und Landwirte umfassen, nicht gelten und es zu Marktversagen kommt, d.h. der Markt eben keine pareto-optimale Bereitstellung von Nachhaltigkeitsgütern impliziert.

### 2.2.2 Vertragliche Koordination

Vertragliche Lösungen implizieren, dass sich der Landwirt und der Konsument vertraglich auf einen Umweltstandard ( $Z$ ), den der Landwirt einhält, und einen Transfer ( $T$ ), den der Konsument als Vergütung der Einhaltung des Umweltstandards an den Landwirt zahlt, einigen. Ein Vertrag ist entsprechend ein Paar  $(Z, T)$ . Die genaue vertragliche Einigung hängt von der Art, wie der Vertrag zustande kommt ab (VARIAN, 1994; MAS-COLELL et al., 1995). Dabei lassen sich drei Varianten unterscheiden:

II.1 Der Konsument ist Prinzipal und der Landwirt ist Agent.

II.2 Der Landwirt ist Prinzipal und der Konsument ist Agent.

II.3 Der Vertrag wird zwischen dem Landwirt und dem Konsumenten ausgehandelt.

Wird der Pay-off eines Agenten  $g$  mit  $V_g$ , und der Pay-off des Prinzipals  $p$  mit  $V_p$  bezeichnet, wobei  $p, g = c$  den Konsumenten und  $p, g = F$  den Landwirt darstellen und wird weiterhin der Reservationsnutzen des Agenten  $g$  mit  $R_g$  bezeichnet, so folgt formal für die vertragstheoretischen Lösungen II.1 und II.2  $(Z_p^*, T_p^*)$ :

$$\begin{aligned} (Z_p^*, T_p^*) &= \underset{Z, T}{\operatorname{argmax}} V_p(Z, T) \\ \text{s.t. : } &V_g(Z, t) \geq R_g \end{aligned} \quad (2.4)$$

Wird mit  $\Pi$  der Gewinn den der Landwirt ohne den Vertrag realisiert bezeichnet und mit  $m$  das Einkommen des Konsumenten ohne Vertrag, so folgt:

$$\begin{aligned} V_c(Z, T) &= U(Z) + m - T; & R_c &= U(Z^0) + m; & T &= t * Z \\ V_F(Z, T) &= \Pi - C(Z) + T; & R_F &= \Pi & T &= t * Z \end{aligned} \quad (2.5)$$

$Z^0$  ist dabei der Umweltstandard der sich als Koppelprodukt der landwirtschaftlichen Produktion unter der Annahme ergibt, dass alle betriebswirtschaftlich relevanten Preise für nachhaltige Netputs Null sind. Vereinfachend wird im folgenden angenommen, dass  $U(Z^0) = 0$  ist.

Ist der Konsument der Prinzipal  $p = c$ , so ergibt sich aus den Bedingungen der ersten Ordnung:

$$\begin{aligned} U'(Z_c^*) - C'(Z_c^*) &= 0 \\ T_c^* Z_c^* &= C(Z_c^*) \end{aligned} \quad (2.6)$$

Ist umgekehrt der Landwirt der Prinzipal  $p = F$ , so ergibt sich aus den Bedingungen der ersten Ordnung:

$$\begin{aligned} U'(Z_F^*) - C'(Z_F^*) &= 0 \\ T_F^* Z_c^* &= U(Z_F^*) \end{aligned} \quad (2.7)$$

Es ist unmittelbar aus den Gleichungen (2.6) und (2.7) ersichtlich, dass beide vertragstheoretischen Lösungen zu dem gleichen pareto-optimalen Umweltstandard  $Z_c^* = Z_F^* = Z^{opt}$  führen, für den die Grenzkosten der Bereitstellung dem Grenznutzen des Konsums entsprechen. Allerdings ergeben sich unterschiedliche Transfers  $T_c^* \neq T_F^*$ . Ist der Konsument Prinzipal, so bietet er dem Landwirt einen Transfer  $T_c^*$  an, so dass dieser bei Annahme des Vertrages seinen Reservationsnutzen  $R_F$  realisiert. Analog verlangt der Landwirt als Prinzipal von dem Konsumenten einen Transfer  $T_F^*$ , der sicherstellt, dass der Konsumenten bei Annahme des Vertrages seinen Reservationsnutzen erzielt. Ist der Konsument Prinzipal, so realisiert dieser die gesamte Nettowohlfahrt, die sich aus der optimalen Bereitstellung des Umweltstandards ergibt, als Konsumentenrente  $\Delta KR = U(Z^*) - C(Z^*)$ , während der Landwirt keinen Gewinn an Produzentenrente realisiert  $\Delta PR = 0$ . Ist der Landwirt Prinzipal, so realisiert dieser die gesamte Nettowohlfahrt, die sich aus der optimalen Bereitstellung des Umweltstandards ergibt, als Produzentenrente  $\Delta PR = U(Z^*) - C(Z^*)$ , während der Konsument keinen Gewinn an Konsumentenrente realisiert  $\Delta KR = 0$  (VARIAN, 1994; MAS-COLELL et al., 1995).

Die Verhandlungslösung ergibt sich als kooperative Nash-Bargaining Lösung bzw. alternativ kann man diese auch als nichtkooperatives Nashgleichgewicht eines Rubenstein-Verhandlungsspiels mit alternierendem Vorschlagsrecht erhalten (vgl. OSBORNE und RUBINSTEIN, 1990):

$$(Z_N^*, T_N^*) = \underset{Z, T}{\operatorname{argmax}} (V_F(Z, T) - R_F)(V_c(Z, T) - R_c) \quad (2.8)$$

Wird die First Order Bedingung für die Maximierung des Nash-Produkts gebildet, so folgt nach Umformungen:

$$\begin{aligned} U'(Z_N^*) - C'(Z_N^*) &= 0 \\ T_N^* Z_c^* &= 0,5 (U(Z_N^*) + C(Z_N^*)) \end{aligned} \quad (2.9)$$

Das heißt, dass die Verhandlungslösung zu dem gleichen pareto-optimalen Umweltstandard  $Z_N^* = Z^{opt}$  führt wie die beiden Vertragslösungen. Allerdings führt die Nash-Verhandlungslösung zu einem Transfer der dem Mittelwert der Transfers der beiden Vertragslösungen entspricht. Der Nash-Transfer  $T_N^*$  impliziert dabei gerade, dass der Zuwachs an gesellschaftlicher Wohlfahrt, der sich durch eine optimale Landnutzung ergibt, gerade so auf die beiden Agenten aufgeteilt wird, dass der individuelle Nutzenzuwachs für beide Agenten genau gleich ist, d.h. es gilt  $\Delta KR = \Delta PR = 0,5 * (U(Z^{opt}) - C(Z^{opt}))$  (OSBORNE und RUBINSTEIN, 1990).

In der Realität erfolgt die Entscheidung hinsichtlich der nachhaltigen Ausgestaltung der landwirtschaftlichen Produktion allerdings weder als direkte Vertrags- noch als direkte Verhandlungslösung zwischen Konsumenten und Landwirten, sondern diese erfolgt in demokratischen Systemen in einem agrarpolitischen Entscheidungsprozess. Dieser spezielle politische Allokationsmechanismus wird im Abschnitt 2.4 theoretisch analysiert.

## 2.3 Marktversagen für Nachhaltigkeitsgüter

Reale Gesellschaften bestehen im Gegensatz zu der dargestellten Minigesellschaft aus einer Vielzahl heterogener Konsumenten und Landwirte. Weiterhin sind die Eigentumsrechte an der Umwelt in den meisten Fällen nicht eindeutig zugeordnet. Darüber hinaus sind weitere implizite Voraussetzungen eines vollkommenen Marktes für Nachhaltigkeitsgüter in realen ökonomischen Systemen nicht erfüllt. Es ist ein Standardergebnis der Wohlfahrtstheorie, dass der Marktmechanismus zu keiner pareto-optimalen Bereitstellung von Nachhaltigkeitsgütern führt.

Grundsätzlich versagt der Marktmechanismus für Nachhaltigkeitsgüter aufgrund von Komplikationen, die in der ökonomischen Literatur unter dem Begriffen externe Effekte sowie asymmetrische Informationen abgehandelt werden. Treten diese Komplikationen auf, impliziert dies, dass der Marktmechanismus nicht mehr dazu führt, dass die Marktpreise den volkswirtschaftlichen Schattenpreisen entsprechen. Da betriebliche Entscheidungen sich allerdings immer an den für den Betrieb relevanten Marktpreisen orientieren, folgt unmittelbar, dass die Produktionsentscheidungen des Landwirts auf der Mikroebene nicht mehr mit den volkswirtschaftlichen Schattenpreisen auf der Makroebene und damit den gesellschaftlichen Präferenzen korrespondieren.

Im Extremfall versagt der Markt aufgrund der Informationsasymmetrien oder externen Effekte total, d.h. es ergibt sich ein Preis von Null für die Nachhaltigkeits-Netputs  $p_z = 0$ . In diesem Fall produziert der Landwirt zu wenig der Nachhaltigkeitsoutputs, da diese gar nicht entlohnt werden bzw. verwendet zu viel der Nachhaltigkeitsinputs, da diese für ihn kostenlos sind.

Im Grunde lässt sich Marktversagen für Nachhaltigkeitsgüter allein auf Informations- und Anreizprobleme auf der Nachfrageseite reduzieren. Trotzdem soll zunächst der allgemeinen Literatur folgend grundsätzlich kurz das Problem der externen Effekten sowie der asymmetrischen Informationen beschrieben werden.

### 2.3.1 Externe Effekte

Bei externen Effekten oder auch Externalitäten handelt es sich um Auswirkungen, die aufgrund von wirtschaftlichem Handeln, also Produktion oder Konsum entstehen aber keinen direkten Einfluss auf die handelnden Akteure haben. Diese Effekte können unbeteiligte Dritte beeinflussen, werden aber nicht in die Entscheidung der Produzenten oder Konsumenten mit einbezogen. Das Konzept der Externalität geht dabei insbesondere auf PIGOU (1932) zurück, wurde aber darüber hinaus intensiv behandelt und weiter entwickelt (beispielsweise bei BUCHANAN und STUBBLEBINE, 1962 und COASE, 1960).

Externe Effekte können negativ oder positiv wirken. Im ersten Fall werden sie auch externe Kosten und im zweiten Fall externer Nutzen genannt. Aufgrund ihrer Nicht-Berücksichtigung von möglichen Auswirkungen auf dritte Akteure durch das Handeln von Marktteilnehmern, stellen externe Effekte eine Form des Marktversagens dar (VARIAN, 1994; MAS-COLELL et al., 1995). In Abbildung 2.10a und 2.10b sind jeweils die Auswirkungen des negativen externen Effekts der Produktion und

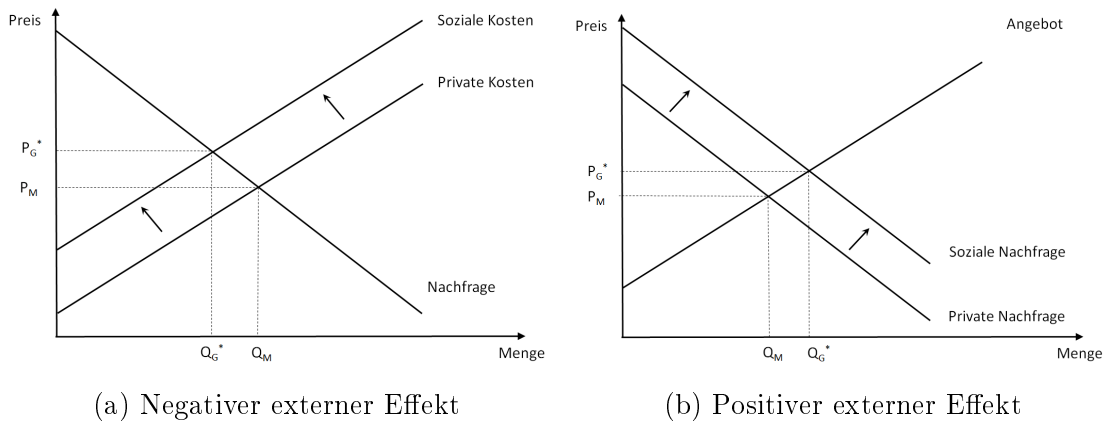


Abbildung 2.10: Marktgleichgewichte für negative und positive externen Effekte (Quelle: geändert nach STURM und VOGT, 2011)

des positiven externen Effekts des Konsum auf das Marktgleichgewicht dargestellt.<sup>1</sup> Klassische Beispiele eines externen Effekts der in Folge der Produktion eines Gutes auftritt, sind Luft- oder Wasserverschmutzung durch Fabriken oder Ähnliches. Ein konkretes, häufig verwendetes Beispiel ist die Verschmutzung eines Flusses durch die Produktion von Stahl flussaufwärts und einen dadurch beeinträchtigten Fischer flussabwärts (VARIAN, 1994; STURM und VOGT, 2011).

Auf einem Markt unter vollständiger Konkurrenz führen die marginalen Zahlungsbereitschaften (= Nachfrage) und die Grenzkosten (= Angebot) zu einem effizienten Gleichgewicht mit der Gleichgewichtsmenge  $Q_M$  und -preis  $P_M$  (vgl. Abbildung 2.10a und 2.10b). Tritt ein externer Effekt auf, weichen die volkswirtschaftlichen oder auch sozialen Kosten bzw. die soziale Nachfrage von den privaten Kosten bzw. der privaten Nachfrage ab und das volkswirtschaftlich effiziente Gleichgewicht ( $Q_G^*$  und  $P_G^*$ ) weicht damit vom Marktgleichgewicht ab. Im Fall des negativen externen Effektes treten also Kosten für die Gesellschaft auf, die niemand der direkt am Marktgeschehen beteiligt ist zahlt. Im gegenteiligen Fall entsprechend umgekehrt (VARIAN, 1994; STURM und VOGT, 2011).

Eine Behebung dieses Marktversagens ist durch einen Eingriff in den Markt, in der Regel durch den Staat möglich, führt allerdings nicht zwangsweise zu den oben in Abbildung 2.10a und 2.10b aufgeführten effizienten, gesellschaftlichen Gleichgewichten. Zwei klassische, grundlegende Ansätze für die Lösung des Problems der Externalitäten sind: 1. die *Pigou-Steuer* und 2. das *Coase-Theorem*.

1. Bei der Pigou-Steuer, benannt nach Arthur C. Pigou (PIGOU, 1932), handelt es sich um eine Abgabe die eingeführt wird um die privaten Kosten um den fehlenden Betrag gegenüber den sozialen Kosten anzupassen. Der Staat führt also eine Steuer für jede „Einheit an Verschmutzung“ ein um die Kosten auf Seiten der Produktion auf die Höhe der gesellschaftlichen Kosten zu bringen und damit das Marktgleichgewicht hinzu dem gesellschaftlich effizienten Gleichgewicht zu ändern. Allerdings führt die Pigou-Steuer nur unter der Annahme vollständiger Informationen zu einer effizienten Lösung, so dass der Staat exakt die Steuer verlangen kann, die die privaten Kosten auf die sozialen Kosten ansteigen lässt. Dem Staat bzw. Entscheider müssen also

<sup>1</sup>Detaillierte Erläuterungen und Abbildungen finden sich beispielsweise bei MANKIW (2001) oder VARIAN (1994), auch zu den jeweils gegensätzliche Situation, also der positive Effekt der Produktion und der negative Effekt des Konsums.

die Grenzkosten und Grenznutzen der Marktteilnehmer bekannt sein um die Pigou-Steuer festzulegen (PIGOU, 1932; STURM und VOGT, 2011).

2. Das Coase-Theorem, benannt nach Ronald H. Coase, besagt, dass sich ein externer Effekt, durch die Einführung von handelbaren Verfügungsrechten für diese Externalität, in das Marktgeschehen internalisieren lässt. Das oben bereits erwähnte Beispiel von einem gemeinsam durch einen Stahlproduzenten und einem Fischer genutzten Fluss dient zur weiteren Beschreibung. Der Fischer nutzt den Fluss direkt zum Fangen seiner Fische und der Stahlproduzent benötigt Wasser zur Stahlproduktion und leitet Abwässer in den Fluss. Durch diese Abwässer wird der Fang des Fischers gemindert, dieser externe Effekt der Stahlproduktion erzeugt für den Stahlproduzenten keine Kosten und geht somit nicht in seine Produktionsentscheidung ein. Coase zeigt, dass durch die Einführung von Verschmutzungsrechten und die Möglichkeit diese zu handeln eine pareto-optimale Lösung gefunden wird, die den externen Effekt mit in die jeweiligen Produktionsentscheidung einbindet. Interessant ist dabei, dass es unerheblich ist wie bzw. wem die Verfügungsrechte zugeteilt werden. Das Coase-Theorem gilt nur unter entsprechenden Annahmen. Zum Einen müssen analog zur Pigou-Steuer vollständige Informationen vorliegen (Jeder Beteiligte am Geschehen, muss die Auswirkungen des externen Effekts auf die anderen Akteure kennen.) und zum Anderen dürfen keine Transaktionskosten anfallen und die Verfügungsrechte müssen eindeutig zugeteilt sein (COASE, 1960; VARIAN, 1994).

Darüber hinaus ist das (wahrscheinlich am meisten) angewandte Instrument bei negativen externen Effekten die Begrenzung, von z.B. Emissionen oder eines Schadens durch den Effekt, mittels Auflagen und Grenzwerten per Gesetze und Verordnungen. Obwohl dies sehr häufig nicht die effizienteste Lösung zu Einbindung von externen Effekten darstellt, ist dieses Vorgehen von staatlicher Seite in der Regel die einfachste Methode Externalitäten zu reduzieren oder zu verhindern. Zusätzlich gibt es auch Situationen in denen Auflagen und Beschränkungen durchaus die effizientesten bzw. besten Lösungen sind. Wenn es sich beispielsweise bei dem externen Effekt um eine Schadstoff handelt der bereits in niedrigen Konzentrationen sehr schädlich ist, die optimale Emissionshöhe nicht bekannt ist und die Kosten des marginalen Schadens höher sind als die Kosten der Grenzvermeidung. In diesem Fall würde es bei einer zu niedrig gesetzten Pigou-Steuer zu hohen Wohlfahrtsverlusten kommen und durch die Einführung eines Emissionshandels könnten lokal erhebliche Schäden bei zu hoher Konzentration des Schadstoffs auftreten (STURM und VOGT, 2011). Insbesondere in diesem Beispiel, aber auch in jeden Fall in denen Auflagen und Grenzwerte eingeführt werden sind vollständige Informationen sehr wichtig um eine Entscheidung zu treffen, die möglichst nahe an der effizienten Lösung für die Externalität liegt.

### Kollektivgüter

Eng verbunden mit externen Effekten ist die Existenz von zwei Güterarten, den **öffentlichen Gütern** und den **Allmendegütern** (VARIAN, 1994; STURM und VOGT, 2011). Die Klassifizierung von Gütern erfolgt in der Regel durch die beiden Eigenschaften *Ausschließbarkeit* und *Rivalität im Konsum*. *Ausschließbarkeit* bedeutet in diesem Zusammenhang, dass andere Konsumenten daran gehindert werden ein, von jemand anderem, erworbenes Gut ebenfalls zu nutzen, beispielsweise kann ein Schuh nur von einer Person zur Zeit getragen werden; *Rivalität im Konsum* meint, dass

der Konsum eines Gutes die zur Verfügung stehende Menge dieses Gutes für den Konsum anderer Personen reduziert, z.B. kann ein Brot nur einmal gegessen werden (VARIAN, 1994).

Liegt weder *Ausschließbarkeit* noch *Rivalität im Konsum* vor, handelt es sich um ein **öffentliches Gut**. Klassische Beispiele sind Leuchttürme oder der Küstenschutz, bei denen weder jemanden daran gehindert werden kann diese Güter zu konsumieren, noch verringern sich die Güter durch den Konsum einer Person. Als nahezu perfektes öffentliches Gut, dass darüber hinaus in den letzten Jahren stark an Relevanz gewonnen hat, lässt sich der Klimaschutz klassifizieren (STURM und VOGT, 2011).

Herrscht hingegen nur *Rivalität im Konsum* aber keine *Ausschließbarkeit*, handelt es sich um ein sogenanntes **Allmendegut**. Der Name verweist bereits auf das klassische Beispiel für ein solches Gut, denn bei der Allmende handelt es sich um eine gemeinschaftlich genutzte, landwirtschaftliche Fläche beispielsweise eines Dorfes. Eine *Ausschließbarkeit* ist in diesem Fall per Definition nicht möglich, weil es sich gerade um eine gemeinschaftlich genutzte Fläche handelt. Die Fläche ist allerdings begrenzt und ab einem gewissen Grade der Nutzung bietet sie, beispielsweise für weiteres Vieh, keinen Platz mehr, so dass *Rivalität im Konsum* gegeben ist. Ein anderes Beispiel in diesem Zusammenhang wäre eine überlastete öffentliche Straße, bei der ebenfalls niemanden ausgeschlossen werden kann, ab einer entsprechenden Nutzung aber gerade Rivalität in der Nutzung vorliegt (STURM und VOGT, 2011)<sup>2</sup>.

Bei öffentlichen Gütern handelt es sich grundsätzlich um einen externen Effekt, da der Nutzen eines öffentlichen Gutes eben nicht nur für den Konsumenten, sondern auch für andere Konsumenten die dieses Gut nicht erworben haben besteht. Dieser Zusatznutzen ist ein positiver externer Effekt; wird beispielsweise das Gut *Klimaschutz* „erworben“, kann niemand von dem positiven Effekt auf das Klima ausgeschlossen werden sondern jeder profitiert davon, auch ohne selber das Gut *Klimaschutz* erworben zu haben (STURM und VOGT, 2011). Die Verbindung zwischen öffentlichen Gütern und Externalitäten lässt sich allerdings häufig auch anderes herum beschreiben, dies gilt besonders für Beispiele aus dem Natur- und Umweltschutz. Der negative externe Effekt, der zu „Klimaverschmutzung“ führt lässt sich auch als negatives öffentliches Gut bezeichnen, oder viel mehr als öffentliches „Ungut“.

Zusammenfassend lassen sich diese nicht-privaten Güter als sogenannte **Kollektivgüter** bezeichnen (VARIAN, 1994); für diese Güter stellen Märkte im klassischen Sinne keinen effizienten Marktmechanismus dar, wie durch die „Samuelson-Bedingung“ gezeigt werden kann (SAMUELSON, 1954; MAS-COLELL et al., 1995). Diese Bedingung besagt, dass in einer Ökonomie mit zwei Haushalten und jeweils einem privaten und einem kollektiven Gut die Summe der individuellen Grenzzraten der Substitution gerade der Grenzzrate der Transformation entsprechen muss, damit eine pareto-effiziente Allokation erfolgt (SAMUELSON, 1954). Die Grenzzrate der Substitution entspricht gerade der marginalen Zahlungsbereitschaft und die Summe darüber ist somit die kollektive Zahlungsbereitschaft der Gesellschaft. Die Grenzzrate der Transformation bezeichnet die Grenzkosten des öffentlichen Gutes in Einheiten des privaten Gutes. Die kollektive Zahlungsbereitschaft muss also den Grenzkosten des öffentlichen Gutes entsprechen, anders gesagt muss die Menge an privaten Gütern die zur Produktion des öffentlichen Gutes benötigt wird gerade der Summe der

---

<sup>2</sup>Für den, an dieser Stelle nicht behandelten, Fall von vorliegender *Ausschließbarkeit*, aber keiner *Rivalität im Konsum* siehe beispielsweise MANKIW (2001) oder STURM und VOGT (2011).

Menge an privaten Gütern die die Konsumenten bereit sind aufzugeben entsprechen. Der Markt führt in diesem Fall nicht zu einer pareto-effizienten Allokation, sondern auf Grund einer Unterfinanzierung zu einer Unterversorgung mit öffentlichen Gütern. Die kollektive Zahlungsbereitschaft liegt also im Markt über den Grenzkosten der Herstellung (MAS-COLELL et al., 1995). Bei nahezu allen Nachhaltigkeitsgütern handelt es sich um **Kollektivgüter**, so dass ein nicht-marktwirtschaftlicher Mechanismus zur effizienten Bereitstellung herangezogen werden muss.

### 2.3.2 Asymmetrische Informationen

Neben dem Problem der externen Effekte, welche sich aus dem öffentlichen Gutcharakter von Nachhaltigkeitsgütern ergeben, weisen diese als Koppelprodukte zusätzlich das Problem asymmetrischer Informationen auf. Dies kann ebenfalls zu einem Marktversagen führen. Wie bereits ausgeführt sind Nachhaltigkeitsgüter Koppelprodukte der klassischen landwirtschaftlichen Produktion. Das heißt, diese können im Kern als Prozessqualität der Herstellung landwirtschaftlicher Erzeugnisse interpretiert werden. Insbesondere kann ein Konsument in der Regel die Umwelt- oder Nachhaltigkeitsstandards, unter denen ein bestimmtes landwirtschaftliches Gut produziert worden ist, nicht mehr an dem von ihm gekauften Produkt überprüfen. Die Nachhaltigkeitsstandards sind somit als Prozessqualitäten sogenannte Vertrauenseigenschaften (CASWELL, 1996). Für Güter mit Vertrauenseigenschaften treten offensichtlich Informationsasymmetrien auf, d.h. der Konsument kann diese Eigenschaften nicht überprüfen und hat daher weniger Informationen als der Produzent, ob die versprochenen Eigenschaften tatsächlich bereitgestellt werden. Grundsätzlich werden Konsumenten daher eine niedrigere Zahlungsbereitschaft für derartige Güter aufzeigen (The Market for Lemons; AKERLOF, 1970). Es werden also schlechtere bzw. weniger Nachhaltigkeitsgüter nachgefragt als den Präferenzen der Konsumenten entspricht und damit auch weniger Güter angeboten. Folglich versagt der Markt. Dieses Problem kann durch ein Aufheben der Asymmetrie behoben werden, so kann z.B. durch staatliche Siegel (ähnliche dem TÜV-Siegel oder Bio-Siegel) garantiert werden, dass entsprechende Produktionsverfahren eingehalten und die Nachhaltigkeitsgüter als Koppelprodukte tatsächlich zur Verfügung gestellt werden (CASWELL, 1996; KUHN, 1999). Derartige Eingriffe in den Markt sind allerdings immer mit Kosten verbunden, eine vollständige effiziente Lösung ist daher auch durch ein solches Vorgehen nicht zu erreichen.

Fazit: Es gibt zwei zentrale Ursachen für Marktversagen bei Nachhaltigkeitsgütern: ihr öffentlicher Gutcharakter, d.h. dem Vorliegen von externen Effekten im Konsum und Informationsasymmetrien aufgrund der Tatsache, dass Nachhaltigkeit eine Vertrauenseigenschaft ist. Durch den positiven externen Effekten bei Nachhaltigkeitsgütern ist es für Konsumenten möglich durch sogenanntes „free riding“ bzw. „Trittbrett fahren“ diese Güter zu konsumieren ohne selber dafür zahlen zu müssen. Als (rationaler) Konsument besteht daher keine Notwendigkeit die Zahlungsbereitschaft für Umweltgüter offen zu legen, weil die Auswirkungen der eigenen Zahlungsbereitschaft auf die gesamte Nachfrage zu vernachlässigen sind und das Gut auch konsumiert werden kann, wenn es durch andere Konsumenten gekauft wird. Da dies aber für alle Konsumenten gilt, kommt es auf einem Markt zu einer Unterfinanzierung der Nachhaltigkeitsgüter (MAS-COLELL et al., 1995; HENNING et al., 2012).



Die „Samuelson-Bedingung“ wird nicht eingehalten, da die Summe der Grenzzraten der Substitutionen eben nicht den offenbarten kollektiven Zahlungsbereitschaften entspricht. Diese Art des Marktversagens ist deutlich schwerer zu beheben als die Informationsasymmetrie und relativ „einfache“ politische Eingriffe wie beispielsweise die genannten Siegel reichen nicht aus.

## 2.4 Prämissen für eine optimale politische Bereitstellung einer nachhaltigen Landnutzung

Da in der Realität weder vertragliche noch marktwirtschaftliche Mechanismen eine pareto-optimale Allokation von Nachhaltigkeitsgütern implizieren, ist die Frage, inwieweit politische Mechanismen zu einer pareto-optimalen Allokation oder zumindest zu einer Pareto-Verbesserung der Versorgung mit Nachhaltigkeitsgütern führen können.

Zur Beantwortung der Frage, wie politische Mechanismen zur Bereitstellung von Nachhaltigkeitsgütern in der theoretischen Betrachtung funktionieren, wird wieder die bekannte Minigesellschaft verwendet (siehe Abschnitt 2.2). In diesem Fall lassen sich politische Mechanismen dadurch beschreiben, dass sich der Landwirt und der Konsument darauf einigen, einen Teil ihrer Kontrollrechte an einen dritten Akteur, den Staat, abzugeben. Der Staat ist daraufhin durch die Gesellschaft autorisiert, als legitimierter „ökonomischer“ Prinzipal einen Vertrag  $(Z,T)$  zu formulieren. Der Konsument und der Landwirt können diesen als Agenten jeweils annehmen oder nicht. Nehmen sie den Vertrag an, so hat der Staat die legitime Autorität den Vertrag durchzusetzen. Anders als bei privaten Verträgen hat der Staat oft weitergehende Kontrollrechte, d.h. der Staat kann nicht nur den Vertrag  $(Z,T)$  formulieren, sondern dieser kann in beschränktem Umfang auch den Reservationsnutzen der Agenten verändern.

Umgekehrt ist der Staat der politische Repräsentant der Gesellschaft, d.h. es gibt einen politischen Vertrag, bei dem der Staat der politische Agent und die Gesellschaft der politische Prinzipal ist. Dieser Vertrag kann je nach politischer Ordnung unterschiedlich ausgestaltet sein. Ohne an dieser Stelle weiter auf die konkrete politische Ordnung und den konkreten politischen Prozess einzugehen, wird angenommen, dass der politische Vertrag impliziert, dass der Staat als politischer Agent die Interesse der Gesellschaft vertritt. Allerdings besteht die Gesellschaft aus einer Vielzahl von heterogenen Mitgliedern, die faktisch alle politische Prinzipale sind. Die formale Ausgestaltung eines Vertrages mit multiplen heterogenen Prinzipalen ist allgemein komplex (vgl. BERNHEIM und WHINSTON, 1986; GROSSMAN und HELPMAN, 1994). Im Kern führt jede Ausgestaltung des politischen Prozesses dazu, dass der politische Agent die jeweiligen heterogenen gesellschaftlichen Interessen in unterschiedlichem Maße vertritt. Formal lässt sich dies mit einer gewichteten Wohlfahrtsfunktion ausdrücken. Entsprechend wird die folgende gewichtete Nash-Wohlfahrtsfunktion  $W(Z,T)$  für die Minigesellschaft angenommen:

$$W(Z, T) = \prod_{z=c, F} (V_z)^{\alpha_z}$$

Eine politische Bereitstellung von Nachhaltigkeitsgütern ergibt sich faktisch als Vertrag, den der Staat als Prinzipal formuliert und dem Konsumenten und dem

Landwirt als Agenten vorschlägt. Letztere können den Vertrag annehmen oder nicht. Formal ergibt sich dieser Vertrag aus dem folgenden Maximierungsproblem:

$$\begin{aligned} (Z_S^*, T_S^*) &= \underset{Z, T}{\operatorname{argmax}} \quad W(Z, T) \\ \text{s.t. : } &V_z(Z, t) \geq R_z, \quad z = c, F \end{aligned} \quad (2.10)$$

Betrachtet man die Bedingungen erster Ordnung des Maximierungsproblems der Gleichung (2.10), so folgt nach Umformung:

$$\begin{aligned} U'(Z_S^*) - C'(Z_S^*) &= 0 \\ T_S^* &= (\alpha_F U(Z_S^*) + \alpha_c C(Z_S^*)) \end{aligned} \quad (2.11)$$

Eine politische Bereitstellung von Nachhaltigkeitsgütern führt also theoretisch wie die Markt- und Vertragslösungen zu einer pareto-optimalen Lösung. Allerdings ergibt sich im gewichteten Nashgleichgewicht ein Transfer, der gerade eine gewichtete Aufteilung der insgesamt realisierten Nettorente zwischen dem Landwirt und dem Konsumenten bedingt. Je größer das politische Gewicht des Landwirtes vis-a-vis dem Konsumenten ist, d.h. je größer  $\alpha_F$  im Vergleich zu  $\alpha_c$  desto höher ist der vom Konsumenten an den Landwirt gezahlte Transfer  $T_S^*$ . Liegt das gesamte politische Gewicht bei den Landwirten, d.h. gilt  $\alpha_F = 1$  bzw.  $\alpha_c = 0$ , ergibt sich die Vertragslösung mit dem Landwirt als Prinzipal. Liegt umgekehrt das gesamte politische Gewicht bei den Konsumenten, d.h. gilt  $\alpha_F = 0$  bzw.  $\alpha_c = 1$ , ergibt sich die Vertragslösung mit dem Konsumenten als Prinzipal und diese realisieren die gesamte gesellschaftliche Nettowohlfahrt, die sich durch eine optimale Bereitstellung von Nachhaltigkeitsgütern ergibt.

### Politikversagen

Theoretisch führt also eine politische Bereitstellung der Nachhaltigkeitsgüter wie auch der Markt zu einer Aufteilung der gesellschaftlichen Nettorente zwischen Landwirt und Konsument. Allerdings hängt die konkrete Rentenaufteilung anders als bei der Marktlösung von den jeweiligen politischen Gewichten der Konsumenten bzw. Landwirte ab. Zum Beispiel lässt sich die angenommene gewichtete Nash-Wohlfahrtsfunktion als Nash-Gleichgewicht eines demokratischen Parteiwettbewerbs ableiten (MUELLER, 1989). Dabei entspricht das jeweilige politische Gewicht der Konsumenten bzw. Landwirte gerade ihrer relativen marginalen Wahlreaktion, die mit einem Anstieg der politisch bedingten Wohlfahrt erzielt werden kann.

Analog zu der Marktlösung entspricht die politische Lösung, wie sie sich in realen politischen Systemen ergibt, nicht dem theoretischen Modell. Vergleichbar zu der Marktlösung sind hinsichtlich der politischen Lösung eine Reihe von Annahmen des theoretischen Modells in der Realität nicht erfüllt. Dadurch führt die politische Lösung abweichend vom theoretischen Modell oft nicht zu pareto-optimalen Lösungen. Analog zu dem Begriff des Marktversagens wird diese Diskrepanz zwischen theoretischen und realen Politikergebnissen als Politikversagen bezeichnet.

Eine zentrale Voraussetzung für eine effiziente politische Bereitstellung von Nachhaltigkeitsgütern ist, dass die beteiligten Akteure, d.h. der Staat als gewählter Repräsentant und die Gesellschaftsmitglieder als Wähler die Präferenzen  $U(Z)$  und die Kostenfunktion  $C(Z)$  kennen. In der politischen Realität ist diese Annahme der vollkommenen Information hinsichtlich dieser beiden zentralen Komponenten nicht

gültig. Politische Akteure haben oft nur sehr beschränkte Kenntnisse und bilden naive Vorstellungen hinsichtlich der zentralen produktionstechnischen Zusammenhänge, sogenannte politische „Beliefs“, aus. Politische „Beliefs“ können oft sehr verzerrt im Vergleich zu den realen Zusammenhängen sein, so dass reale politische Systeme oft zu sehr ineffizienten Lösungen führen. Erschwerend kommt dabei hinzu, dass in der Realität eine Vielzahl von Konsumenten mit heterogenen Präferenzen und eine Vielzahl von Landwirten mit heterogenen Kostenfunktionen existieren und die Akteure einen Anreiz haben, ihre individuellen Kostenfunktionen bzw. Präferenzen nicht wahrheitsgemäß darzustellen (siehe Clark-Vickery-Groves-Mechanismus in BERNHOLZ und BREYER, 1993). Insbesondere haben die Landwirte einen Anreiz, ihre wahren Kosten zur Bereitstellung von Nachhaltigkeitsgütern verzerrt (überhöht) darzustellen.

Politikversagen entsteht nicht durch verzerrte politische Repräsentation aufgrund von Lobbyingaktivitäten oder unterschiedlich starken Wählerreaktionen an sich, da diese lediglich zu unterschiedlichen politischen Gewichten einzelner sozialer Gruppen führen. Sondern Politikversagen entsteht insbesondere dadurch, dass politische Akteure nur unvollständige und oft verzerrte Informationen hinsichtlich der wahren gesellschaftlichen Präferenzen und produktionstechnischen Wechselwirkungen zwischen Nachhaltigkeitsaspekten und landwirtschaftlicher Standardproduktion haben.

Entsprechend sind wissenschaftliche Analysen, die die wahren Produktionstechnologien bzw. wahren gesellschaftlichen Präferenzen exakt ermitteln, von essentieller Bedeutung für eine effiziente politische Bereitstellung von Nachhaltigkeitsgütern, also einer Vermeidung von Politikversagen.

Dabei ist die Ermittlung der detaillierten produktionstechnischen Zusammenhänge eine sehr komplexe Aufgabe. Letztere ist von den genauen betriebsindividuellen Ausstattungen und regionalen Boden- und Klimaverhältnissen abhängig. Ebenso ist die exakte Ermittlung gesellschaftlicher Präferenzen, d.h. Zahlungsbereitschaften für unterschiedliche Nachhaltigkeitsgüter, eine sehr komplexe Aufgabe. Tatsächlich muss beim heutigen Stand der wissenschaftlichen Methoden konstatiert werden, dass weder heterogene gesellschaftliche Präferenzen noch heterogene betriebliche produktionstechnische Zusammenhänge empirisch exakt gemessen werden können. Gesellschaftliche Präferenzen lassen sich am besten durch sogenannte Choice-Experimente ermitteln. Auf der Grundlage entsprechender Choice-Experiment Daten lassen sich dann individuelle Zahlungsbereitschaften ökonometrisch mit Hilfe von Latent-Class Schätzmethoden ermitteln (BANFI et al., 2007; BOXALL und ADAMOWICZ, 2002; BIROL et al., 2006; LIEBE, 2007). Produktionstechnische Zusammenhänge lassen sich durch entsprechende ökologisch-ökonomische Verbundmodelle empirisch ermitteln (BANSE et al., 2008; BORRESCH und WEINMANN, 2006; HAPPE et al., 2004; OFFERMANN et al., 2014). Auf diese Modelle und Methoden wird detailliert im folgenden Kapitel eingegangen.

Relevante produktionstechnische Zusammenhänge und auch gesellschaftliche Präferenzen können nur ungenau *ex ante* ermittelt werden. Dezentrale und sequentielle Implementationsprozesse, die einerseits eine Aggregation dezentraler Information und andererseits politisches Lernen zulassen, sind daher von besonderer Bedeutung für eine effektive Nachhaltigkeitspolitik. Dezentrale politische Implementationsmechanismen, die „Anreiz-kompatibel“ sind, sind notwendig, um den individuellen Landwirten einen Anreiz zu bieten, ihre wahren Bereitstellungskosten zu offenbaren bzw. individuellen Konsumenten einen Anreiz zu bieten, ihre wahren Zahlungsbe-

reitschaften zu offenbaren. Ebenso sind Implementationsmechanismen vorteilhaft, die eine sequentielle Anpassung der Nachhaltigkeitspolitik zulassen und damit politisches Lernen unmittelbar integrieren. Dadurch wird die Nachhaltigkeitspolitik flexibel ausgestaltet, in dem zentrale Politikparameter sequentiell angepasst werden können.

Interessanter Weise unterscheiden sich dezentrale und zentrale Implementationsverfahren nicht nur hinsichtlich ihrer Anreize, dass individuelle Akteure ihre privaten Informationen wahrheitsgemäß offenbaren. Sondern sie unterscheiden sich ebenfalls hinsichtlich der implizierten Nettorenten für unterschiedliche soziale Gruppen. Es ergeben sich je nach Implementationsverfahren nicht nur eine unterschiedliche ökologisch-ökonomische Effizienz der Landnutzung, sondern es ergeben sich insbesondere auch unterschiedliche Gewinner und Verlierer.

Politökonomisch ist für die Durchsetzbarkeit von Nachhaltigkeitspolitiken in realen politischen Systemen, allerdings allein die durch diese Politik implizierte Verteilung der Nettorenten auf politisch gewichtige soziale Gruppen und nicht ihre ökonomisch-ökologische Effizienz relevant. Insofern müssen zur Abschätzung der politischen Durchsetzbarkeit konkreter Implementationsverfahren neben deren Effizienz auch immer die durch diese implizierte Verteilung von Nettorenten analysiert werden. Relevante Nettorenten umfassen dabei nicht nur die aggregierten Produzenten und Konsumentenrenten, sondern auch die jeweils disaggregierten Renten spezieller Produzentengruppen (z.B. Regionen, Betriebstypen) sowie Konsumentengruppen (beispielsweise: Arme versus Reiche, ländliche versus städtische Haushalte oder Steuerzahler versus Verbraucher).

## 3 Methodisches Vorgehen

Im folgenden Kapitel wird das methodische Vorgehen zur Abbildung der Landwirtschaft, inklusive der Erfassung von Wechselwirkungen zwischen der Produktion von klassischen Landwirtschaftsgütern und Nachhaltigkeitsgütern erläutert. Wie in Abschnitt 2.1.2 behandelt, ist dazu die quantitative Erfassung einer Multi-Input-Multi-Output-Produktionsfunktion  $F(y, x, z)$  notwendig. Dafür ist eine detaillierte und umfassende Modellierung mit zehn oder mehr relevanten Outputs, in unterschiedlichen Formen und unter Berücksichtigung nahezu aller verwendeter Faktoren notwendig. Nur sehr wenige Modelle sind dazu in der Lage eine entsprechende Detailtiefe zu ermöglichen (HECKELEI und WOLFF, 2003). In dieser Arbeit wird ein sehr detailliertes LP-Modell der Landwirtschaft von Schleswig-Holstein dazu verwendet. Ist der Zusammenhang  $F(y, x, z)$  abgebildet, ist es für eine effiziente Politikanalyse vorteilhaft mit Hilfe einer allgemein gültigen Funktionsform vorzugehen. Dazu wird eine Kostenfunktion  $C(Z)$  bzw.  $VK(z)$  für die Einschränkung von Stickstoffüberschüssen anhand eines Meta-Modells bestimmt. Dies macht es möglich, die Auswirkungen und Kosten unterschiedlicher Implementationsverfahren von Nachhaltigkeitspolitiken zu überprüfen.

### 3.1 Regionales LP-Modell Schleswig-Holsteins

Das im Folgenden verwendete Modell beruht grundlegend auf HENNING et al. (2004) bzw. HENNINGSEN (2006) und es wird an dieser Stelle kurz auf die in der Literatur bereits verwendeten Modelle, den allgemeine Aufbau, erforderliche Aktualisierungen der Struktur und Daten sowie Erweiterungen des Modells eingegangen. Teile der Dokumentation finden sich in ähnlicher Form auch in ALBRECHT und HENNING (2012, 2013) und ALBRECHT et al. (2014).

#### 3.1.1 Einordnung der Methode und des Modells

Es gibt in der Forschung unterschiedliche Modellansätze, die differenziert den landwirtschaftlichen Sektor abbilden und verschiedene Fragen und Themen dieses Bereichs abdecken. Im Folgenden wird ein Überblick über ausgewählte Modellansätze und behandelte Fragestellungen gegeben.

Modelle, die den deutschen Agrarsektor bzw. die Landnutzung in Deutschland oder Teilen von Deutschland abbilden, sind beispielsweise das *AgriPolis* Modell (BALMANN, 1997; HAPPE et al., 2004), das *CAPRI* Modell (HENRICHSMEYER et al., 1997), das *EFEM*-Modell der Universität Hohenheim (ANGENENDT et al., 2010), das Modell *ProLand* (bzw. der gesamte Modellverbund des SFB 299 "Landnutzungskonzepte für periphere Regionen") (vgl. BORRESCH und WEINMANN, 2006 und FREDE, 2010) sowie der Thünen-Modellverbund mit dem sektoralen Modell *RAUMIS* (OFFERMANN et al., 2014).

Bei dem *AgriPolis*-Modell (BALMANN, 1997) handelt es sich um ein räumlich, dynamisches Modell in dem landwirtschaftliche Betriebe als Agenten interpretiert werden. Dafür wird eine Agrarregion als ein GIS-ähnliches Gitternetz mit gleich großen Zellen betrachtet. Die Betriebe in dieser Region entscheiden sich für bestimmte Produktionsstrukturen, wobei verschiedene Produktionsaktivitäten, Investitionen sowie der Bodenmarkt mit in die Entscheidung einfließen. Mit Hilfe dieses Modells wurden beispielsweise die Auswirkungen von Landnutzungsänderungen infolge der Anpassung der EU-Agrarpolitik betrachtet (HAPPE et al., 2006).

Das Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre der Universität Hohenheim benutzt das *EFEM* (Economic Farm Emission Model) um ökonomisch-ökologische Analysen durchzuführen. Es basiert auf einem ökonomisch-ökologischen Regionalmodell und folgt der statisch, linearen Programmierung. Das Modell bildet die wichtigsten landwirtschaftlichen Produktionsverfahren (sowohl Tier- als auch Pflanzenproduktion) ab. Wobei regional zwischen Erträgen, Intensität, Leistung und Kosten unterschieden wird. Die Ergebnisse des Produktionsmodells werden mit Hilfe von Betriebsstrukturdaten für die einzelnen Räume hochgerechnet (ANGENENDT et al., 2010).

Um Szenarioanalysen und Politikfolgenabschätzungen auf unterschiedlichen Ebenen durchführen zu können, nutzt das Thünen-Institut aus Braunschweig einen Modellverbund. Innerhalb dieses Verbundes erfolgt die Abbildung der deutschen Landwirtschaft auf sektoraler Ebene mit Hilfe des *RAUMIS*-Modells. Hierbei werden 50 landwirtschaftliche Erzeugnisse und die dazu nötigen Produktionsverfahren regionalisiert auf Kreisebene mit sogenannten Regionshöfen abgebildet. Für die Analyse von betrieblichen Anpassungsreaktionen steht das *FARMIS*-Modell, auf Basis von Buchführungsdaten zur Verfügung. Es handelt sich bei beiden Modellen um komparativ-statische Verfahren, die das Entscheidungskriterium der Gewinnmaximierung mit Hilfe der positiven Mathematischen Programmierung lösen (OFFERMANN et al., 2014). In dem Modellverbund des Thünen-Instituts wird ebenfalls mit dem weiter unten beschriebenen *CAPRI*-Modell gearbeitet.

Eine sehr genaue Abbildung regionaler Besonderheiten erfolgt in dem Ansatz des SFB 299 „Landnutzungskonzepte für periphere Regionen“ der Universität Gießen. Es handelt sich dabei um ein bio-ökonomisches Simulationsmodell, das die räumliche Verteilung der Landnutzung darstellt (FREDE, 2010). Entscheidungsgrundlage des Modells *ProLand* ist dabei, die Bodenrente des Landnutzers aus den gegebenen Nutzungsmöglichkeiten zu maximieren. In dem komparativ-statischen Ansatz stehen dafür verschiedene Produktionsverfahren zur Nutzung des Bodens zur Verfügung, die Tierproduktion wird allerdings nur bei direkter Verknüpfung mit dem Boden (Beispielsweise Grünlandnutzung bei Milchviehhaltung) erfasst. Um unterschiedliche Landbewirtschaftungen auch hinsichtlich des multifunktionalen Charakters der Landwirtschaft bewerten zu können, ist eine Verbindung mit dem *CHOICE*-Modell und somit eine Nutzen-Kosten-Analyse möglich (BORRESCH und WEINMANN, 2006).

Das *CAPRI* Modell bildet EU-weit die Landwirtschaft ab, wobei der Einfluss von politischen Maßnahmen eingebunden wird. Als komparativ-statisches Modell eignet es sich für ex-post und mittelfristige ex-ante-Analysen. Die europäische Landwirtschaft wird auf Ebene der NUTS II Regionen aggregiert abgebildet. In einem Angebotsmodul wird mittels exogener Preise aus 60 Endprodukten, 50 Produktionsprozessen und 35 Vorleistungsgütern die gewinnmaximierende Produktionsstruktur

der Regionen ermittelt. Daran anschließend werden in einem Marktmodul markträumende Preise ermittelt. Hierfür werden die Handelsströme zwischen 77 Staaten bzw. 40 Regionen der Welt ermittelt. Dabei werden auch verschiedene Politiken wie z.B. Zölle, Quoten oder bilaterale Abkommen berücksichtigt. Die so ermittelten Preise werden an das Angebotsmodul zurück gegeben und es werden weitere Iterationen berechnet, bis sich ein Gleichgewicht zwischen Produktion und Preisen ergibt (BRITZ und DELZEIT, 2013 sowie BRITZ und WITZKE, 2014).

Weitere Beiträge mit Modellansätzen angewendet auf andere Staaten wie z.B. die Schweiz, die Niederlande oder die USA, auf europäischer Ebene sowie auf globaler Ebene, insbesondere mit Blick auf Umwelt- und Klimafragen sind beispielsweise bei ANTLE und CAPALBO (2001), ANTLE et al. (2004), BANSE et al. (2008), BRUGGER (2009), FINGER (2009), HELMING (2005), VERBURG und OVERMARS (2009) und BODIRSKY et al. (2014) zu finden. Auf diese Modelle wird im Folgenden sehr kurz eingegangen.

Die amerikanischen Modellansätze von ANTLE und CAPALBO (2001) stellen ökonomische Mikroansätze dar, die ökonomische Komponenten mit einem biophysikalischen Modell verbinden. Dadurch ist die Anzahl der modellierten Produktionsaktivitäten erheblich eingeschränkt. Auf ähnliche Weise geht FINGER (2009) für eine Analyse der Schweizer Getreideproduktion im Hinblick auf den Klimawandel vor. Allerdings wird dabei die Entscheidung der Betriebsleiter mittels nichtlinearer Programmierung integriert.

BANSE et al. (2008) nutzen ein auf dem GTAP-Modell aufbauendes „Computable-general-equilibrium“ (CGE) um die Effekte der EU Biokraftstoffe auf landwirtschaftliche Märkte zu untersuchen. Das CGE stellt dabei einen reinen Makroansatz dar, wobei weder heterogene Unternehmensreaktionen auf der Mikroebene noch spezielle regionale Gegebenheiten berücksichtigt werden.

Ebenfalls interessant ist das Modell der europäischen Landnutzung von VERBURG und OVERMARS (2009). Es wird die Landnutzungsänderung mittels eines Ansatzes, der Nachfrage nach Land mit lokalen Umwandlungsprozessen verbindet, betrachtet. Tatsächliche betriebliche Anpassungsreaktionen sowie deren Implikationen und Wechselwirkungen auf lokalen Landmärkten werden nicht abgebildet.

Mit dem *DRAM* nutzen HELMING und REIJS (2014) ebenfalls einen komparativ-statischen Ansatz, um mit Hilfe der mathematischen Programmierung eine regionales, partielles Gleichgewichts-Modell der niederländischen Landwirtschaft unter Einbeziehung von Umweltaspekten abzubilden.

Global wird die Landnutzung und ihr Einfluss auf die Umwelt beispielsweise mit dem MAgPIE (Model of Agricultural Production and its Impact on the Environment) analysiert. Dabei wird wiederum mit Hilfe der Mathematischen Programmierung auf Grundlage einer gegebenen Nachfrage nach Nahrungsmitteln, das kostenoptimale landwirtschaftliche Produktionsprogramm simuliert. Das Modell greift hierfür auf 17 verschiedene Gruppen von Feldfrüchten, fünf Produktionsverfahren der Viehhaltung und acht Arten von Koppelprodukten zurück und ist mit einem Gitternetz basierten, bio-physikalischen Vegetationsmodell verknüpft (BIEWALD et al., 2014).

Für die Modellierung auf Betriebsebene und Sektorebene steht das Verfahren der mathematischen Programmierung eine häufig genutzten Ansatz dar, der es ermöglicht die Wechselwirkungen der einzelnen Komponenten der Landwirtschaft und ihrer Umgebung detailliert darzustellen. Die genannten Modelle mit einem derartigen Ansatz (bspw. von BRITZ und DELZEIT, 2013; BORRESCH und WEINMANN,

2006; HELMING, 2005 und OFFERMANN et al., 2014) wurden für eine große Bandbreite an Fragestellungen verwendet und zeigen die große Bedeutung. Für eine entsprechend detaillierte Abbildung der Landwirtschaft in Schleswig-Holstein wurde daher bereits von (HENNING et al., 2004) für die Analyse der EU-Agrarpolitik der Ansatz der Linearen Programmierung unter Anwendung von Modellbetrieben und Hochrechnung der Betriebsergebnisse auf Regionsebene und Landesebene gewählt. Gerade für die nähere Untersuchung der Wechselbeziehung von ökonomischen und ökologischen Komponenten der Landwirtschaft bietet sich ein solches Modell als Grundlegendes Analyserwerkzeug an und wurde in diese Richtung angepasst.

#### 3.1.2 Beschreibung des verwendeten Modells

Bei dem Modell handelt es sich um ein regionales, integriert ökologisch-ökonomisches Lineares Programmierungsmodell (LP) mit 416 Modellbetrieben, die sich durch die Merkmale Unternaturraum, Betriebstyp und Betriebsgrößenklasse unterscheiden. Die Aufteilung der Betriebe leitet sich aus einer Datengrundlage von ca. 12.500 realen landwirtschaftlichen Betrieben sowie der naturräumlichen Gliederung in Schleswig-Holstein ab. Für diese realen Betriebe liegen die räumliche Lage, die landwirtschaftliche Nutzfläche, Informationen über die Tierhaltung (Milchquote etc.) und ähnliche Daten vor. Die Einteilung der Betriebe in die insgesamt acht verschiedenen Betriebstypen beruht auf Standarddeckungsbeiträgen, die vier Größenklassen werden anhand der Betriebsfläche in Hektaren bestimmt und für die regionale Komponente des Modells ist die naturräumliche Gliederung von Schleswig-Holstein ausschlaggebend<sup>3</sup>. Das Land lässt sich in die vier Hauptnaturräume *Marsch*, *Hohe Geest*, *Vor-geest* und *Hügelland* unterteilen. Diese Regionen zeichnen sich insbesondere durch Unterschiede bezüglich der Böden bzw. Bodenqualitäten sowie der regionalen Klimabedingungen und somit der landwirtschaftlichen Ertragseigenschaften aus. Für eine stärkere Differenzierung werden 22 homogene, räumliche Einheiten sogenannte „Unternaturräume“ mit ähnlichen natürlichen Bedingungen in Höhenlage, Oberflächenform, Boden, Klima und Vegetation gebildet (MELUR, 2014; STATISTISCHES AMT FÜR HAMBURG UND SCHLESWIG-HOLSTEIN, 2012). Für die Erfassung der landwirtschaftlichen Produktionsstruktur ergeben sich durch diese Einteilung Vorteile gegenüber der Einteilung nach politischen Regionen. So kann es sein, dass Durchschnittserträge auf Kreisebene über stark heterogene Bodenqualitäten wie beispielsweise sandige Geestböden und fruchtbare Marschböden ermittelt werden und es dadurch zu einer Verzerrung und Minderung der Aussagekraft dieser Durchschnittswerte kommt (MELUR, 2014).

Mittels der Betriebsdaten und der naturräumlichen Gliederung lassen sich anhand der drei genannten Merkmale Unternaturraum, Betriebstyp und Betriebsgröße 704 mögliche Betriebsgruppen (22 Unternaturräume \* 8 Betriebstypen \* 5 Betriebsgrößenklassen) bilden. Für alle Gruppen mit einem relevanten Anteil an der landwirtschaftlichen Struktur, d.h. mindestens einem Anteil von 2% an der landwirtschaftlichen Nutzfläche des Unternaturraums oder 0,05% der LN von Schleswig-Holstein werden Durchschnittswerte gebildet. Konkret ergeben sich 416 Durchschnitts- bzw. Modellbetriebe, deren Ausstattung aus den Durchschnittswerten der Betriebe in der jeweiligen Betriebsgruppe hervorgeht. Mit Hilfe dieser 416 Modellbetriebe wird

---

<sup>3</sup>Eine komplette Liste der Betriebstypen und Größenklassen sowie eine Darstellung der naturräumlichen Gliederung von Schleswig-Holstein befindet sich im Anhang A.



der landwirtschaftliche Sektor von Schleswig-Holstein abgebildet und es lassen sich neben den Ergebnissen für die Durchschnittsbetriebe, aggregierte Ergebnisse für die einzelnen landwirtschaftlichen Produktionsverfahren, Unternaturräume sowie für Schleswig-Holstein ermitteln. Hierzu werden die Ergebnisse der Modellbetriebe mit der Anzahl der Betriebe in der jeweiligen Klasse multipliziert und gegebenenfalls die Summen über Betriebstypen, Größenklassen oder Unternaturräume gebildet.

Die konkrete Implementierung der regionalen Struktur in das Modell erfolgt auf Ebene der Modellbetriebe anhand von insgesamt 15 verschiedenen Bodenklassen. Die einzelnen Klassen basieren auf der Einteilung nach Bodenpunkten und der Unterscheidung nach „Mineralboden“ und „Niedermoorboden“. Auf den 10 Klassen des Mineralbodens können alle Ackerbau- und Grünlandaktivitäten betrieben werden, während auf den 5 Niedermoorklassen nur Grünlandaktivitäten möglich sind. „MineralbodenMiQ1“ hat mit 20-23 Bodenpunkten die niedrigste Qualität und „MineralbodenMiQ10“ mit 70 oder mehr Bodenpunkten entsprechend die höchste. Analog hat „NiedermoorNMQ1“ die niedrigste (20-30 Bodenpunkte) und „NiedermoorNMQ5“ die höchste (über 60 Bodenpunkte) Qualität der Niedermoorböden. Für jeden Unternaturraum liegt die Verteilung des Mineral- und Niedermoorbodens auf die jeweiligen Bodenklassen vor, so dass die Betriebsfläche der einzelnen Modellbetriebe, in Abhängigkeit des Unternaturraums in dem sich der Betrieb befindet über die Bodenklassen verteilt wird (vgl. HENNING et al., 2004).

Die Modellbetriebe können aus knapp 1.000 verschiedenen Produktionsaktivitäten auswählen, wobei alle wichtigen Aktivitäten des Pflanzenbaus und der Tierhaltung abgedeckt werden. Begrenzt werden diese Aktivitäten durch die jeweilige Ausstattung der Betriebe (Boden, Stallplätze usw.), notwendige Inputfaktoren (z.B. Arbeit), gesetzliche Vorgaben (Düngeverordnung, Cross-Compliance usw.) oder Beziehungen zwischen den Aktivitäten (z.B. Nährstoffversorgung oder Vorfruchtbedingungen), so dass insgesamt ca. 530 verschiedenen Restriktionen vorliegen. Für den Pflanzenbau stehen alle relevanten Marktfrüchte sowie Futterbaufrüchte zur Verfügung. Die Nährstoffversorgung wird über eigene Aktivitäten bereitgestellt, wobei sowohl Mineraldünger als auch auf dem Betrieb anfallender organischer Dünger genutzt werden kann. Die hohe Anzahl an Aktivitäten ergibt sich vor allem durch die starke Differenzierung der Pflanzenbauaktivitäten bezüglich der Bodenqualitäten, Fruchtfolgen, Nährstoffversorgung oder Schnittintensitäten. Die Erträge und Kosten der Aktivitäten sind in Abhängigkeit dieser Faktoren und in Abhängigkeit von einander im Modell enthalten, so hängt beispielsweise der Ertrag von der Bodenqualität ab und die Maschinenkosten hängen teilweise vom Ertrag ab.

In der Tierhaltung stehen Milchproduktion, Rindermast bzw. -aufzucht, Schaffhaltung sowie Schweinemast und Ferkelproduktion zur Auswahl. Die Ausstattung der Betriebe mit Stallplätzen (und Milchquote) wird als fix angenommen. Der Grundfutterbedarf der Milchvieh- bzw. Rinderhaltung wird in fakultative Weideperioden und obligatorische Silage- bzw. Winterfütterung aufgeteilt. Über den Grundfutterbedarf der Rinderhaltung und den anfallenden organischen Dünger sind die Tierhaltung und der Pflanzenbau miteinander verknüpft. Die vorhandene Familienarbeitskraft sowie die zugekaufte Fremdarbeitskraft kann von den Modellbetrieben auf die Aktivitäten frei verteilt werden. Die Ausgestaltung der Erträge, Kosten und Marktpreise für die

einzelnen Aktivitäten beruht auf Buchführungsdaten, Planungsdaten, Marktdaten und Experteneinschätzungen (LBV, 2009 - 2013; KTBL, 2010 und LWK, 2011)<sup>4</sup>.

Die Entscheidungsvariable der Modellbetriebe ist der Gesamtdeckungsbeitrag, der sich aus der Summe über die Deckungsbeiträge (DB) der einzelnen Aktivitäten bildet. Dabei wird das Produktionsprogramm genau so ausgewählt, dass der Gesamtdeckungsbeitrag maximiert wird; es gilt folgende Zielfunktion:

$$\text{Max. } DB_{\text{gesamt}} = \sum_{j=1}^n c_j x_j \quad (3.1)$$

unter Einhaltung dieser Nebenbedingungen:

$$b_i \geq \sum_{j=1}^n a_{ij} x_j \quad (i = 1, 2, \dots, n) \quad (3.2)$$

$$x_j \geq 0 \quad (j = 1, 2, \dots, m) \quad (3.3)$$

Wobei  $c_j$  den Deckungsbeitrag und  $x_j$  das Produktionsniveau oder den Umfang der Aktivität  $j$  darstellt. Der zu erzielende Deckungsbeitrag der einzelnen Aktivitäten ist dabei abhängig vom Ertrag, den Output-Preisen und den Kosten für Inputfaktoren wie externer Arbeitskraft, Maschinen oder Dünger. In der ersten Nebenbedingung bezeichnet  $a_{ij}$  die Faktoransprüche der einzelnen Aktivitäten und in Abhängigkeit vom Produktionsniveau ( $x_j$ ) darf die Summe der Faktoransprüche die Ausstattung der Betriebe mit Faktoren ( $b_i$ ) nicht übersteigen. Die zweite Nebenbedingung ist notwendig, damit sich kein negatives Produktionsniveau für eine der Aktivitäten einstellt<sup>5</sup>.

Es werden weder Pachtzahlungen noch Kreditzahlungen durch das Modell berücksichtigt, so dass von dem ermittelten Deckungsbeitrag noch diese Zahlungen abgezogen werden müssten, um den Betriebsgewinn zu erhalten. Da allerdings keine Informationen für diese Bereiche vorlagen, wird jeweils nur der vom Modell ermittelte Deckungsbeitrag betrachtet. Durch den nicht implementierten Pachtmarkt ist es den Betrieben außerdem nicht möglich, in der Fläche zu wachsen.

### 3.1.3 Anpassungen und Erweiterungen des Modells

Das oben beschriebene Modell entspricht in seiner grundsätzlichen Form dem von HENNING et al. (2004) verwendeten Modell, wurde allerdings mit aktuellen Betriebs- und Produktionsdaten versehen und von der ursprünglichen Implementierung in der statistischen Programmiersprache *R* in das *General Algebraic Modeling System (GAMS)* überführt. Die Erweiterungen des Modells für eine konkrete Analyse ausgewählter Umweltgüter und Politikänderungen werden im weiteren Verlauf beschrieben.

---

<sup>4</sup>Für detailliertere Angaben und Besonderheiten verschiedener Aktivitäten siehe HENNING et al. (2004) und ALBRECHT (2011).

<sup>5</sup>Umfassende Darstellung der Linearen Programmierung bei HAZELL und NORTON (1986) und STEINHAUSER et al. (1992).

## Implementierung der Biogasproduktion

Neben der Erzeugung von Nahrungs- und Futtermitteln ist für die Landwirtschaft in den letzten beiden Jahrzehnten die Energieproduktion in Form von erneuerbaren Energien wie z.B. Biogas von immer größerer Bedeutung geworden. Daher wurde das bestehende Modell der Schleswig-Holsteinischen Landwirtschaft um diese Produktionsmöglichkeit bzw. diesen Betriebszweig erweitert.

Die Biogasproduktion ist ein stark von der Politik abhängiger Produktionszweig der Landwirtschaft und hat in Form des EEG (vgl. beispielsweise EEG, 2000 oder EEG, 2009) entsprechende Förderungen und Subventionen erhalten. Die Erlöseseite dieser Produktionsaktivität ist damit von politisch garantierten Strompreisen abhängig. Daher wird die Errichtung einer Biogasanlage in dem Modell, anders als die oben beschriebenen Pflanzen- und Tierproduktionsmöglichkeiten als eine Investitionsentscheidung der Betriebsleiter abgebildet. Grundlage dieser Entscheidung sind einerseits die garantierten Erlöse und andererseits eine Vollkostenrechnung.

Da das Modell auf realen Betrieben, die zu Durchschnittsbetrieben zusammen gefasst werden, besteht, wird die Biogasproduktion ebenfalls anhand von Informationen bestehender Anlagen und der Verteilung der Anlagen in Schleswig-Holstein abgebildet. Aus den Daten bestehender Anlagen werden 3 bzw. 6 verschiedene Biogasanlagen-Typen abgeleitet, die den einzelnen Modellbetrieben als zusätzliche Aktivität angeboten werden. Es gibt drei verschiedene Größenklassen (190 kW, 350 kW und 540 kW) die jeweils nur mit Mais oder mit Mais und Gülle als Substrat betrieben werden können. Ein Großteil der real existierenden Anlagen lässt sich in eine der drei Klassen einordnen. Die Anlagengröße von 190 und 540 kW liegt jeweils knapp über der jeweiligen Leistungsklasse aus dem EEG. Diese Anlagengröße wird gebaut, um die mögliche Vergütung aus dem EEG bis zur Grenze der Leistungsklasse abzuschöpfen. Die Leistung für die Vergütung des Stroms wird auf Grundlage der Volllaststunden eines Jahres (8760 h) berechnet. In der Praxis laufen Biogasanlagen aber nicht 100 % der Stunden. Um die maximal mögliche Menge der Vergütung für die Leistungsklasse abzuschöpfen, werden die Anlagen daher etwas größer gebaut.

Für die 6 Biogasklassen sind, bei Annahme einer durchschnittlich gleichbleibenden Auslastung die Erlöse fix, da sie durch das EEG garantiert werden. Anhand von realen Betriebsdaten und Experteneinschätzungen ist für die Biogasanlagen im Modell eine Auslastung von 89 % (7800 h/a) unterstellt worden. Die Kosten werden als Vollkosten durch Bau und Unterhalt, also unter Einbeziehung von Abschreibung, Zinsen und Versicherung sowie Reparaturen, Betriebsstoffen und Maschinenkosten berechnet. Die gebauten Biogasanlagen unterscheiden zum Teil deutlich in den jeweiligen Ausstattungen, so dass anhand von Daten des KTBL (2010) und mit Hilfe von Experteneinschätzungen Durchschnittswerte für die Kosten der einzelnen Klassen bestimmt wurden. Kosten und Erlöse sind analog zu allen anderen Verfahren für jeweils ein Jahr berechnet worden.

Das Inputmaterial für die Biogasanlage wird intern durch den Betrieb bereitgestellt und zusätzlich besteht die Möglichkeit, Mais als Substrat zu zukaufen. Ähnlich wie die Düngeaktivitäten für den Pflanzenbau oder Grünland- und Silageaktivitäten für die Tierhaltung, ist die Versorgung einer Anlage mit Substrat für jeden Betrieb frei wählbar, wird also an das jeweilige optimale Produktionsprogramm des Betriebs angepasst. Für die benötigten Inputfaktoren der Biogasanlagen wurden Annahmen über die produzierte Menge Strom je t FM Mais bzw. Gülle getroffen. Daraus wurden

die Mengen an benötigtem Substrat für die Biogasanlage und somit der Faktoranpruch im LP bestimmt. Bei Maisilage wird mit 350 kWh/tFM und bei Gülle mit 48 kWh/tFM gerechnet<sup>6</sup>. Für Gülle aus der Tierproduktion kann der Betrieb entscheiden, ob er sie wie oben erwähnt direkt für die organische Düngung einsetzen will oder in einer Biogasanlage verwerten will. Die Biogasanlage liefert selber auch sogenannte „Biogasgülle“, die wiederum als organischer Dünger zur Verfügung steht.

Grundsätzlich ist die Biogasproduktion vergleichbar mit der Tierproduktion, da beide einen Futterbedarf haben, der durch andere Aktivitäten gedeckt werden muss. Allerdings gehen in den „Deckungsbeitrag“ der Biogasanlagen die Kosten für die Investition mit ein, bei der Tierhaltung wird angenommen, dass die Infrastruktur bereits vorhanden ist.

Diese Implementierung der Biogasproduktion innerhalb des Modells, also als vollständige Biogasanlage die jeweils ein Modellbetrieb in sein Produktionsprogramm aufnehmen würde, wirft ein Problem auf. Das Entscheidungskriterium der Modellbetriebe ist die Maximierung des Gesamtdeckungsbeitrag bzw. des Gewinns, dies führt aber bei der Investition in Biogasanlagen zu einer Überschätzung. Sobald durch die Aufnahme der Biogasproduktion ein weiterer Euro im Vergleich zur Situation ohne Anlage verdient wird, ist es für die Modellbetriebe sinnvoll, eine Biogasanlage zu bauen und zu betreiben. Aufgrund vieler verschiedener Einflussgrößen wird dieses Vorgehen empirisch allerdings nicht beobachtet. Die Einführung einer derartigen, neuen Produktionsmöglichkeit wird z.B. aufgrund von Risiko, Akzeptanz oder anderen Erwägungen häufig von vielen Betriebsleitern nicht durchgeführt. Ist beispielsweise der erwirtschaftete Gewinn einer Anlage nicht „hoch“ genug, wird das Risiko der Investition in vielen Fällen nicht eingegangen, obwohl es nach mathematischen, ökonomischen Kriterien durchaus lohnend wäre. Das Risiko der Biogasproduktion ist hierbei über verschiedene Größen verteilt, von politischer Abhängigkeit des Erlöspreises, über technischen Herausforderungen des Betriebs bis zur Verfügbarkeit des Substrats. Die Akzeptanz der Anlage und die persönliche Präferenz des Betriebsleiters spielen ebenfalls eine Rolle, sind allerdings mit einem auf rationalen ökonomischen Entscheidungen beruhenden Modell nicht abbildbar. Um dieses Problem innerhalb des Modells zu berücksichtigen und gleichzeitig eine Analyse der Ausbauphase der Biogasproduktion vornehmen zu können, wird ein Kalibrierungsmaß für Biogasanlagen eingeführt. Dadurch ist es möglich, einerseits den technisch und ökonomisch möglichen Ausbau der Biogasanlagen in Schleswig-Holstein zu simulieren und gleichzeitig die real existierenden Anlagenzahl mit dem Modell abzubilden.

Das Kalibrierungsmaß ist dabei anhängig von der Gewinnänderung eines Modellbetriebes durch die Biogasproduktion und der Verteilung der real existierenden Biogasanlagen. Es stellt im Prinzip die Wahrscheinlichkeit eines Betriebstypen in einer spezifischen Region eine Biogasanlage zu bauen dar. In Verbindung mit den Betrieben je Durchschnittsbetriebsklasse des Modells ergibt sich somit bei der Hochrechnung auf Unternaturraumbene die reale Verteilung der Biogasanlagen innerhalb des modellierten Produktionsprogramms.

---

<sup>6</sup>Die Ansprüche an Substrat bzw. Bereitstellung an Gülle sind im Anhang in Tabelle A.3 aufgeführt.

### Abbildung eines Bodenmarktes

Ein herausstechendes Merkmal der Landwirtschaft ist die Nutzung des Faktors Boden für die Produktion. Die Analyse des Marktes für Boden ist daher von besonderem Interesse. Das Modell wird deshalb um die Möglichkeit erweitert, die Auswirkungen auf Boden- bzw. Pachtpreise für Boden unter Anwendung verschiedener Szenarien zu untersuchen. Die Dualität von Linearen Programmierungs Modellen bietet, neben dem in Abschnitt 3.1.2 behandelten primalen Lösungsverfahren gerade die Möglichkeit, optimale Betriebs- bzw. Produktionsstrukturen anhand der Schattenpreise zu ermitteln. Die Schattenpreise bezeichnen dabei den Wert der mit einer zusätzlichen Einheit dieses Faktors erwirtschaftet werden kann, also gerade das Wertgrenzprodukt. Es lassen sich direkt die Schattenpreise der einzelnen Produktionsfaktoren betrachten und der spezielle Schattenpreis für Boden weist genau den (Pacht-)Preis aus, denn ein Betrieb für einen weiteren Hektar zu zahlen bereit wäre bzw. den der Betrieb mindestens bekommen muss um einen vorhandenen Hektar abzugeben. Die Zielfunktion des Dualen-Modells lautet:

$$\text{Min. } W = \sum_{i=1}^m b_i \lambda_i \quad (3.4)$$

unter Einhaltung dieser Nebenbedingungen:

$$\sum_{i=1}^m a_{ij} \lambda_i \geq c_j \quad (j = 1, 2, \dots, n) \quad (3.5)$$

$$\lambda_i \geq 0 \quad (i = 1, 2, \dots, m) \quad (3.6)$$

Die Zielfunktion in Gleichung (3.4) ist in diesem Fall ein Minimierungsproblem. Es werden genau die (Schatten-)Preise ( $\lambda_i$ ) der einzelnen Faktoren ( $b_i$ ) gesucht, welche die niedrigst möglichen Opportunitätskosten ( $W$ ) der gesamten Ausstattung des Betriebes gewährleisten. Der Wert der gesamten Faktoransprüche der jeweiligen Produktionsaktivitäten ( $a_{ij} \lambda_i$ ) muss dabei größer gleich dem Deckungsbeitrag der Produktionsaktivität ( $c_j$ ) sein. Negative Schattenpreise sind ausgeschlossen (vgl. HAZELL und NORTON (1986) S.14).

Um eine möglichst umfassende Analyse des Faktors Boden durchführen zu können, werden segmentierte Walrasgleichgewichte für 330 lokale, nach Bodentypen separierte Bodenmärkte (22 Unternaturräume \* 15 Bodentypen = 330 Bodenmärkte) betrachtet. Formal stellt sich ein derartig aufgeteilter Bodenmarkt als folgendes Gleichungssystem dar:

$$\text{Min } DF_{rq} \lambda_{rq} \quad (3.7)$$

$$\sum_{q=1}^{15} \sum_{i \in r} B_{irq} (\lambda_{rq}) + DF_{rq} = B_{rq} \quad (3.8)$$

$DF_{rq}$  bezeichnet die exogene Nachfrage nach Fläche der Qualität  $q$  in der Region  $r$ . Es wird der niedrigste Bodenpreis ( $\lambda_{rq}$ ) gesucht, bei dem diese Flächennachfrage bedient wird und im Gleichgewicht die Restriktion (3.8) eingehalten wird.  $B_{rq}$  ist die gesamte zur Verfügung stehende Fläche der Qualität  $q$  in der Region  $r$ , also gerade

das Angebot an Boden. Die Nachfrage eines Betriebes  $i$  nach Fläche der Qualität  $q$  in der Region  $r$  für die landwirtschaftliche Produktion wird mit  $B_{irq}$  bezeichnet und ist vom jeweiligen Preis ( $\lambda_{rq}$ ) abhängig. Die Summe der betrieblichen Nachfrage nach Fläche für die landwirtschaftliche Produktion, zusammen mit der exogenen Nachfrage  $DF_{rq}$  ist im Gleichgewicht gleich dem gesamten Angebot an Boden  $B_{rq}$ .

Wenn vereinfacht davon ausgegangen wird, dass alle Betriebe homogen sind, so ergäbe sich der durch eine exogen veränderte Nachfrage nach Flächen ( $DF_{rq}$ ) induzierte Bodenpreiseffekt ( $d\lambda_{rq}/dDF_{rq}$ ) gerade aus der Veränderung des innerbetrieblichen Schattenpreises für Boden der sich für einen repräsentativen Betrieb ergibt, wenn die Nutzung seiner Betriebsfläche gerade um  $(DF_{rq}/B_{rq})$  Prozent eingeschränkt wird. Wird weiterhin vereinfachend von vollkommenen Märkten für die jeweiligen Bodenqualitäten ausgegangen, so ergeben sich induzierte qualitätsspezifische Bodenpreiseffekte ebenfalls aus den entsprechenden betrieblichen Schattenpreisveränderungen im Betriebsoptimum für die korrespondierenden Bodenqualitäten. Im vorliegenden regionalen Gleichgewichtsmodell, das insgesamt 416 Unternaturraum und Betriebstypen spezifische repräsentative Modellbetriebe unterscheidet, können somit entsprechende Bodenpreiseffekte approximativ als gewichtete Veränderungen der korrespondierenden betrieblichen Schattenpreise für die jeweiligen  $q=1, \dots, 15$  Bodenqualitäten berechnet werden. Das Gewicht eines repräsentativen Modellbetriebes für eine bestimmte Bodenqualität  $q$  entspricht dabei gerade dem Anteil der betrieblichen Flächenausstattung mit dieser Bodenqualität ( $B_{iqr}$ ) an der gesamten Fläche dieser Qualität in dem analysierten Bodenmarkt ( $B_{iqr}/B_{qr}$ ). Entsprechend werden die jeweiligen Bodenpreiseffekte für eine Betrachtung des schleswig-holsteinischen Bodenmarktes als gewichtete Schattenpreiseffekte aller Betriebe approximiert. Der Schattenpreis bzw. das Wertgrenzprodukt ist dabei der Preis, den ein Landwirt bereit ist, für einen weiteren Hektar Landwirtschaftlicher Nutzfläche (LN) zu zahlen.

Der Bodenmarkt ist nicht homogen, sondern unterscheidet je nach Bodenklasse. Da sich für jeden Bodentyp die Erträge und Kosten bzw. Faktoransprüche der einzelnen Aktivitäten unterscheiden, werden die Flächen aufgrund Ihrer Verdienstmöglichkeiten unterschiedlich bewertet. Der Boden- bzw. Schattenpreis für einen zusätzlichen Hektar hochwertigem Ackerland auf dem Weizen angebaut wird, ist höher als für eine Fläche die hauptsächlich für Grünlandnutzung geeignet ist. Der genaue Wert ist für jeden Betrieb allerdings vom sonstigen Produktionsprogramm abhängig. So kann beispielsweise für einen Milchviehbetrieb ein Hektar Grünland einen deutlich höheren Wert als für den Durchschnitt haben. Diese starke Heterogenität innerhalb des Marktes wird durch die unterschiedlichen Qualitäten von Boden durch das Modell aufgefangen. Um Unternaturräume oder Schleswig-Holstein darzustellen, lassen sich die einzelnen separierten Bodenmärkte wiederum aggregieren, in dem jeweils gewichtete Durchschnitte gebildet werden, wobei die jeweiligen Flächenanteile als Gewichte verwendet werden.

## 3.2 Meta-Modellierung der Stickstoffeinschränkung

Die Abbildung der realen Landwirtschaft (in dieser Arbeit von Schleswig-Holstein) durch ein regionales Lineares Programmierungs Modell kann für einige Fragestellungen unübersichtlich, umständlich und unhandlich sein. Speziell bei einer Kombination von allgemeinen Faktoren, die überall gleich oder ähnlich auftreten, zusammen mit betriebsspezifischen Charakteristika, sind die relevanten Zusammenhänge häufig nicht sofort ersichtlich. Um die Auswirkungen einer Stickstoffbeschränkung umfassend und übersichtlich analysieren zu können, wird daher im Folgenden, eine an dieser Stelle als „*Meta-Modell*“ bezeichnete Erweiterung erläutert. An die Einordnung von bestehenden Ansätzen, schließt sich die Beschreibung der Anpassungen und der Anwendung des regionalen LP Modells im Rahmen der Analyse an. Abschließend wird die Meta-Modell-Umsetzung, die im Kern eine Kostenfunktion der Stickstoffbeschränkung darstellt, dargelegt.

### 3.2.1 Einordnung der Meta-Modellierung

Für die Einordnung des statistischen Meta-Modells muss diese gegenüber der Meta-Analyse abgegrenzt werden. Bei der Meta-Analyse handelt es sich um die umfassende, statistische Auswertung von unterschiedlichen Ergebnissen verschiedener Studien oder Aufsätze zu einem bestimmten Thema. Dadurch wird, neben einer Übersicht der Ergebnisse eine genaue Einordnung und Validierung sowie eine Verallgemeinerung der ursprünglichen Effekte erreicht. KUIK et al. (2009) haben beispielsweise eine Meta-Analyse zu dem Thema der marginalen Vermeidungskosten von Treibhausgasen anhand der Ergebnisse von 62 verschiedenen Studien durchgeführt und konnten im Vergleich zu politisch genutzten Kostenabschätzungen, Abweichungen der marginalen Vermeidungskosten für Treibhausgas-Einsparungen feststellen.

Ein Meta-Modell hingegen versucht anhand einer statistischen Auswertung und Analyse von Ergebnissen aus Simulationsmodellen, in der Regel mathematischen Programmierungsmodellen wie beispielsweise *CAPRI* oder das in dieser Arbeit Anwendung findende LP-Modell, Zusammenhänge darzustellen. In einem Ansatz von BRITZ und LEIP (2009) werden mittels Meta-Modellierung die marginalen Emissionsfaktoren für Stickstoffverluste auf landwirtschaftlichen Böden untersucht. Dazu werden die Simulationsergebnisse des *CAPRI*-Modells mit dem biophysikalischen Meta-Modell *DNDC* verknüpft. Es konnten größere räumliche Unterschiede für  $N_2O$ -Emissionen in Westeuropa identifiziert werden. Ebenfalls zur Analyse von Nährstoffflüssen nutzen JOHANSSON et al. (2004) ein Meta-Modell zur Evaluierung von Politiken, die eine Eindämmung der Phosphateinträge in den Minnesota River als Ziel haben. Es werden ebenfalls ein biophysikalisches mit einem ökonomischen Modell per Meta-Modellierung verbunden, allerdings handelt es sich in diesem Fall bei dem ökonomischen Modell um einen rein ökonometrischen Mikroansatz mit ähnlich Beschränkungen wie bei ANTLE und CAPALBO (2001) (vgl. Abschnitt 3.1.1).

Eine Vorgehensweise der die vorliegende Arbeit in einigen Ansätzen folgt, beschreiben LENGERS et al. (2014) in einem Beitrag über marginale Vermeidungskosten von Treibhausgasen auf Milchviehbetrieben. Grundlage bildet das mixed-integer LP-Modell *DAIRYDYN*, welches detailliert spezialisierte Milchviehbetriebe abbildet und anhand verschiedener Indikatoren Daten über Treibhausgasemissionen liefert.

Die Ergebnisse aus verschiedenen Simulationsläufen mit unterschiedlichen Reduktionsleveln der Treibhausgase werden in einem zweistufigen Heckman-Modell für die Bestimmung der Einflussfaktoren auf marginale Vermeidungskosten verwendet. Das Meta-Modell bietet dabei die Möglichkeit einfach und schnell die relativ großen Unterschiede der marginalen Vermeidungskosten für reale landwirtschaftliche Betriebe zu identifizieren und die Meta-Ergebnisse auf Regionaler- oder Sektorebene hochzurechnen.

#### 3.2.2 Implementierung einer Hoftorbilanz

Grundlage für die Durchführung einer Meta-Modell Analyse für die Vermeidungskosten der Stickstoffbeschränkung stellen die Simulationsergebnisse des verwendeten LP-Modells dar. Für die Abbildung einer Stickstoffeinschränkung in Form einer Hoftorbilanz und die entsprechenden Simulationsläufe muss das LP-Modell erweitert und angepasst werden.

Nährstoffbilanzen bzw. Nährstoffüberschüsse lassen sich auf verschiedenen Ebenen messen. Die Methoden: Hoftorbilanz, Feldbilanz ( $\hat{=}$ Feld-Stall-Bilanz) und Schlagbilanz haben dabei jeweils die unterschiedlichen Bezugsebenen: Gesamtbetrieb, Bilanzfläche und Schlag. Ein ausführlichen Vergleich dieser Bilanzierungsverfahren bieten der VDLUFA (2007) sowie HAAKH und SCHECK (2008).

In der derzeit gültigen Düngeverordnung wird für Stickstoff und Phosphat eine Feldbilanz bzw. eine aggregierte Schlagbilanz verwendet (TAUBE et al., 2013a). Für die Feldbilanz wird die jährliche Zufuhr an Nährstoffen in Form von Mineral- und Wirtschaftsdünger und die Nährstoffabfuhr durch Erntegut auf die landwirtschaftliche Nutzfläche des Betriebes betrachtet, wobei die Aufnahmen und Abgaben von organischem Dünger mit eingehen. Die Nährstofflieferung durch Wirtschaftsdünger wird anhand von Faustzahlen bestimmt (HAAKH und SCHECK, 2008).

Wird der gesamte Betrieb („Hof“) als Bezugsebene der Bilanzierung verwendet, lässt sich auf Grundlage der Buchführungsdaten eine *Hoftorbilanz* erstellen. Dafür werden alle relevanten Zugänge (z.B. Mineraldünger und Futter) und Abgänge (z.B. Marktfrüchte und Tierverkauf), die das „Hoftor“ passieren erfasst und der Saldo gebildet (VDLUFA, 2007; HAAKH und SCHECK, 2008). Durch die Verwendung von belegbaren Buchdaten bei der Hoftorbilanz, stellt sie eine objektive und relativ einfach überprüfbare Bilanzierungsmethode dar. Die Flächenbilanz hingegen ist, insbesondere bei viehhaltenden Betrieben auf Faustzahlen und Schätzungen angewiesen, die zu einer deutliche stärkeren Datenunsicherheit führen (VDLUFA, 2007; HAAKH und SCHECK, 2008). Die Wissenschaftlichen Beiräte für Agrarpolitik (WBA) und für Düngungsfragen (WBD) beim BMELV, sowie der Sachverständigenrat für Umweltfragen der Bundesregierung (SRU) sprechen sich daher in einer Kurzstellungnahme zur Novellierung der „Düngeverordnung“ für die zukünftige Anwendung der Hoftorbilanz aus (TAUBE et al., 2013a).

In dem verwendeten Modell, können anhand der Produktionsaktivitäten die einzelnen Hoftorbilanzen der Modellbetriebe berechnet werden. Für jede Aktivität wird die Nährstoffzufuhr bzw. die Nährstoffabfuhr bestimmt. Die Nährstoffzufuhr beinhaltet:

- Mineraldünger
- Futtermittel (inkl. Substrat für Biogas)



- Saatgut
- Viehzukauf
- biologische N-Bindung

und die Nährstoffabfuhr:

- verkauftes pflanzliches Erntegut
- tierische Produkte (Vieh, Fleisch und Milch) inkl. Verluste
- Verluste an Wirtschaftsdünger (Lager und Ausbringung)

Konkret wird die Hoftorbilanz für Stickstoff mit Hilfe einer zusätzlichen Restriktion innerhalb des LP-Modells bestimmt. Jede Produktionsaktivität weist dabei den Saldo ihrer Stickstoffeinträge bzw. -austräge auf. Die Düngeaktivitäten für mineralischen Stickstoffdünger entsprechen also einer Einfuhr an Stickstoff, während z.B. die pflanzlichen Aktivitäten des Weizenanbaus eine Stickstoffausfuhr darstellt (Saldo aus Ernteabfuhr und Saatgut). Zusätzlich haben die Modellbetriebe die Möglichkeit ihre Produktion zu extensivieren, dafür steht ihnen jede pflanzenbauliche Aktivität auch in einer zweiten, extensiven Intensitätsstufe zu Verfügung. Für diese Intensitätsstufe fällt der Ertrag auf 55 % und der Düngeinsatz auf ca. 20 % (Mittelwerte über alle Kulturen) des Ursprungswertes. Mit Hilfe dieser sehr extensiven zusätzlichen Anbauaktivitäten können die Modellbetriebe durch linear Kombination der intensiven und extensiven Aktivität einer Kultur, die betriebsindividuelle Intensität der Pflanzenaktivitäten auswählen.

In einem Basisszenario werden für jeden Betrieb die Hoftorbilanzen je Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche ermittelt. Um die Vermeidungskosten der Stickstoff einsparung anhand der Hoftorbilanzen abzuleiten, werden weitere Szenarien berechnet. Diese Szenarien beinhalten, zusätzlich zu den Bereits geltenden gesetzlichen Vorgaben der Düngeverordnung und der Cross-Compliance eine Beschränkung der N-Salden je Hektar. Die Szenarien beschränken die N-Salden beispielsweise auf Werte zwischen: a)  $+80 \text{ kg N/ha}$  und b)  $0 \text{ kg N/ha}$ .

Ein Saldo von  $+60 \text{ kg N/ha}$  ist derzeitige einzuhaltende Vorgabe nach Düngeverordnung, allerdings auf Grundlage der Flächenbilanz. Daher kann es insbesondere bei tierhaltenden Betrieben zu einer deutlichen Abweichung der mittels Hoftorbilanz ermittelten N-Salden kommen. Auf Bundesebene wurde bis 2010 eine Verringerung der nationalen Gesamtbilanz („Hoftorbilanz“) auf  $80 \text{ kg N/ha}$  angestrebt, dieses Ziel wurde allerdings mit  $97 \text{ kg N/ha}$  (dreijähriger Durchschnitt 2009-2011) verfehlt (TAUBE et al., 2013a). In Schleswig-Holstein konnten für unterschiedliche Betriebstypen N-Salden über  $60 \text{ kg N/ha}$  bzw. deutlich höher, insbesondere bei tierhaltenden Betrieben festgestellt werden (TAUBE und KAGE, 2007; KELM et al., 2007). Zusätzlich ist zu erwähnen, dass im Modell Nährstoffflüsse und -überschüsse aus Biogasanlagen entsprechend wie sonstiger tierischer, also organischer Dünger behandelt wird. Da dies im Gegensatz zur angewandten Praxis steht sind Betriebe mit Bilanzen über  $60 \text{ kg N/ha}$  oder  $80 \text{ kg N/ha}$  im Rahmen des Modell plausibel.

Das  $0 \text{ kg N/ha}$ -Szenario ist ein extremes Szenario, da es in diesem Fall (in Abhängigkeit der variablen Faktoren wie Art des Düngers, Wetter, Boden usw.) zu einem

Nährstoffentzug des Bodens kommen würde (KELM et al., 2007). Da die Nährstoffspeicher der Böden in den letzten Jahren bzw. Jahrzehnten gefüllt wurden, ist die Anwendung eines solchen Szenarios zumindest kurzzeitig möglich.

$$\text{Kosten je ha } (Szenario_i) = \frac{\text{DB Szenario}_i - \text{DB Basisszenario}}{\text{Fläche}} \quad (3.9)$$

Im Vergleich zu dem Basisszenario ergeben sich für die unterschiedlichen Szenarien die Kosten der Stickstoffbegrenzung analog zu Formel (3.9). Diese sind die Differenz aus dem Gesamtdeckungsbeitrags eines Betriebes im Basisszenario und dem Gesamtdeckungsbeitrags in dem jeweiligen Szenario, bezogen auf einen Hektar. Die Kosten sind somit als der entgangene Deckungsbeitrag durch die Beschränkung des Stickstoffüberschusses definiert. Dabei steht den LP-Betrieben völlig frei, wie sie diese Restriktion erfüllen und ihr Produktionsprogramm anpassen.

Die konkreten Kosten und Auswirkungen einer Stickstoffeinsparung, gemessen anhand einer Hoftorbilanz, werden mit Hilfe von 17 verschiedenen Szenarien ermittelt; angefangen bei einer einzuhaltenden Hoftorbilanz von 80 kg N/ha absteigend in 5 kg N-Schritten bis zu einer Bilanz von 0 kg N/ha. Für jeden der Durchschnittsbetriebe des Regionalmodells werden folglich die individuellen Kosten der Einschränkung und die betrieblichen Anpassungsreaktionen ermittelt.

### 3.2.3 Identifizierung einer Kostenfunktion

Um allgemein gültige Aussagen über Kosten und Auswirkungen eines geänderten, maximal zulässigen Nährstoffüberschusses und damit einer Begrenzung des Stickstoffeintrags in die Umwelt treffen zu können, ist es nötig den Zusammenhang zwischen diesen Kosten, der Stickstoffeinschränkung und den Charakteristika landwirtschaftlicher Betriebe zu kennen. Idealerweise würden dafür empirische Daten aller betroffenen Betriebe für unterschiedliche Hoftorbilanzen und den daraus entstehenden Kosten vorliegen. Da dies ein nicht zu erreichender Zustand ist, müssen die zu analysierenden Zustände und Szenarien mittels eines Modells simuliert werden.

Die aggregierten, regionalen Folgen aufgrund der Durchsetzung unterschiedlicher Hoftorbilanzen lassen sich durch das bekannte LP-Modell darstellen. Die Situation und Anpassung der einzelnen Durchschnittsbetriebe liegen durch dieses Modell ebenfalls detailliert vor. Sind darüber hinaus allgemein gültige Aussagen Ziel der Modellierung, wird wie angesprochen ein Meta-Modell den Anforderungen besser gerecht.

Bezogen auf die Analyse der Stickstoffeinschränkung ist die Implementierung eines *Meta-Modells* schematisch in Abbildung 3.1 dargestellt. Zugrunde liegt die Landwirtschaft von Schleswig-Holstein, die in Form des LP-Modells abgebildet wird. Dieses Modell bietet die Möglichkeit Simulationen von unterschiedlichen Zuständen durchzuführen, beispielsweise die in Abschnitt 3.2.2 genannten Szenarien für unterschiedliche Hoftorbilanzen. Der aufgrund dieser Szenarien erzeugte Modelloutput bildet die Landwirtschaft von Schleswig-Holstein korrespondierend zu den nur durch die Simulation darstellbaren Zuständen ab. Einerseits lassen sich diese Ergebnisse relativ einfach für die Unternaturraumbene oder für das ganze Bundesland aggregieren und es lässt sich beispielsweise verhältnismäßig einfach sagen, wie für eine bestimmte Hoftorbilanz  $z$  die simulierte Anzahl Rinder in Schleswig-Holstein prognostiziert

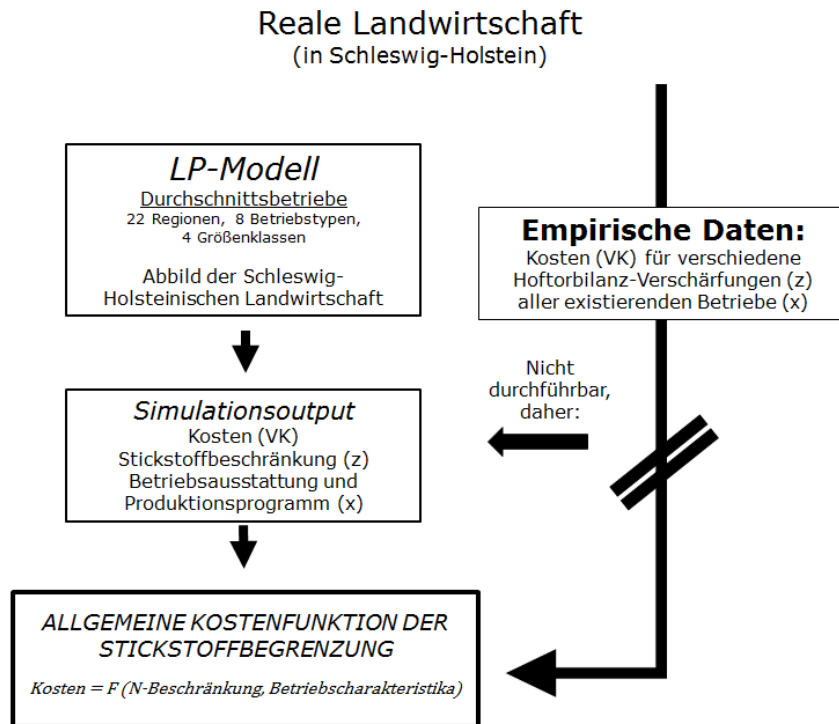


Abbildung 3.1: Modellschema (Quelle: eigene Darstellung)

wird. Andererseits sind die Ergebnisse und Änderungen für jeden einzelnen Betrieb ebenfalls sofort zugänglich und es ist möglich, zu erfassen wie beispielsweise ein bestimmter, im Modell verwendeter Milchviehbetrieb einer Region, der die Ausstattung  $x$  hat auf die Hoftorbilanz  $z$  reagiert und was dies an Kosten (VK) für den Betrieb bedeutet. Der konkrete funktionelle Zusammenhang, welche Faktoren zu welchen Kosten führen ist allerdings aus diesen Daten nicht sofort ersichtlich. Der Output des LP-Modells auf Ebene der einzelnen Betriebe bildet daher die Grundlage einer ökonometrisch geschätzten Kostenfunktion der Stickstoffeinschränkung, mit den Kosten VK als endogene Variable und der Stickstoffbeschränkung  $z$  und Betriebscharakteristika  $x$  als exogenen Variablen (vgl. Tabelle 3.1). Durch die Spezifizierung der Kostenfunktion ist es anschließend möglich, die einzelnen Effekte bzw. Auswirkungen der unterschiedlichen exogenen Variablen aufzuzeigen und zu verallgemeinern.

Tabelle 3.1: Parameter des LP als Daten für die Kostenfunktion

Parameter	Einheit
<b>endogene Variable:</b>	
VK Vermeidungskosten	€
<b>exogene Variablen:</b>	
$z$ : begrenzte Hoftorbilanz	kg N/ha
$x$ : betriebsspezifische Charakteristika	z.B. ha, Stück, usw.

Quelle: eigene Darstellung

Für die 17 in Abschnitt 3.2.2 genannten Szenarien für unterschiedliche Hoftorbilanzen bzw. maximale Stickstoffüberschüsse werden Simulationsläufe durchgeführt. Für jeden der 416 (bzw. 832 - mit und ohne Biogasanlage) Modellbetriebe liegen für 17 unterschiedliche, maximal zulässige Hoftorbilanzen somit die Produktionsstruktur bzw. der Output und die Kosten im Vergleich zum Basisszenario vor. Dazu gehören nicht nur Ausstattungsmerkmale wie vorhandene Betriebsfläche und landwirtschaftlicher Output, angebaute Ackerfrüchte oder gehaltene Tiere, sondern auch der Zustand, ob ein Betrieb bei gegebener Einschränkung weiterhin produziert. Welche Betriebsvariablen und in welcher Form in das Modell eingehen ist eine empirische Frage, die konkret bei der Spezifizierung des ökonometrischen Modells behandelt wird (vgl. Abschnitt 4.2.1).

Die in dieser Form nicht verfügbaren empirischen Daten werden durch den LP-Output als unabhängige Variablen  $x$  und  $z$  sowie abhängige Variable  $VK$  zur Verfügung gestellt und für diese wird eine Funktion der Form  $VK = f(x, z)$  gesucht. Die genaue Funktionsform ist nicht bekannt und kann sehr unterschiedliche Formen annehmen, komplexe Funktionen lassen sich allerdings näherungsweise sehr gut mit Hilfe der Taylor-Entwicklung darstellen (SADOULET und DE JANVRY, 1995).

Als Approximation erster Ordnung ergibt sich die lineare Funktion:

$$VK(x, z) = a(x) + b(x)z \quad (3.10)$$

und als Approximation zweiter Ordnung der quadratische Term:

$$VK(x, z) = a(x) + b(x)z + cz^2 \quad (3.11)$$

Die Koeffizienten  $a(x)$  und  $b(x)$  sind von den Betriebscharakteristika  $x$  abhängig. Eine detaillierte Darstellung der verwendeten Taylor-Approximation findet sich in Abschnitt 4.2.1.

Eine sinnvolle und übliche zusätzliche Anpassung der Taylor-Entwicklung nutzt die logarithmische Transformation, in der eine Funktion der Art  $\ln y = g(\ln x)$  verwendet wird. Die Taylor-Entwicklung der ersten und zweiten Ordnung für die logarithmische Form sind in den Formeln 3.12 und 3.13 aufgeführt. Es handelt sich bei der Approximation erster Ordnung um eine Cobb-Douglas Funktion und bei der Approximation zweiter Ordnung um eine Translog Funktion (SADOULET und DE JANVRY, 1995).

$$\ln VK(x, z) = a(\ln x) + b(\ln x) \ln z \quad (3.12)$$

$$\ln VK(x, z) = a(\ln x) + b(\ln x) \ln z + c \ln z^2 \quad (3.13)$$

Diese Varianten der Taylor-Entwicklung als Annäherung an die tatsächliche Funktion sind allgemein verwendete Abbildungen von Profit- oder Kostenfunktionen (SADOULET und DE JANVRY, 1995). Die letztlich verwendete Kostenfunktion für das Meta-Modell wird in Abhängigkeit des Modell-Fits aus diesen Funktionsformen ausgewählt.

## Heckman-Modell

Durch die Bereitstellung eines öffentlichen Umweltgutes infolge der Vermeidung eines Ungutes aus der landwirtschaftlichen Produktion, wird diese an einer bestimmten Stelle eingeschränkt. In dem Fall des verwendeten Meta-Modells werden die Hoftorbilanzen auf einen zulässigen maximalen Wert beschränkt; wenn aber eine Produktion nur noch zu diesen Bedingungen möglich ist, gibt es Betriebe die durch diese neue Restriktion nicht mehr in der Lage sind kostendeckend zu produzieren. Zielfunktion des LP-Modells ist gerade der Deckungsbeitrag, werden die Gesamtkosten der Produktion nicht mehr erwirtschaftet, ist die optimale Lösung für diese Betriebe daher nicht zu produzieren und für die Kostenfunktion bedeutet dies einen Regimewechsel. Die in Gleichung 3.10 bis 3.13 aufgeführten Funktionen stellen einen Zusammenhang zwischen Betriebscharakteristika  $x$  und Einschränkung der Stickstoffüberschüsse  $z$  auf die Kosten  $VK$  dar. Scheidet ein Betrieb aber infolge einer verschärften Hoftorbilanz, also ab irgendeinem  $z$ , aus der Produktion aus, sind seine Kosten ab diesem Zeitpunkt immer gleich hoch, egal wie stark  $z$  weiterhin ansteigt. Es liegt weiter ein Zusammenhang zwischen  $x$ ,  $z$  und  $VK$  vor, aber ein anderer als bei fortgeführter Produktion. Beide Arten von Betrieben in einer Kostenfunktion darzustellen ist daher nicht sinnvoll.

In erster Linie sind die Kosten der produzierenden Betriebe von Interesse. Zusätzlich sind aber zum einen auch die Kosten nach dem Ausscheiden für eine umfassende Analyse wichtig und zum anderen würde es zu einer Stichprobenverzerrung führen, die ausgeschiedenen Betriebe einfach wegzulassen. Daher wird die Kostenfunktion des Meta-Modells in Anlehnung an (LENGERS et al., 2014) als zweistufiges Heckman-Modell geschätzt. In ihrem Aufsatz untersuchen diese Autoren die marginalen Vermeidungskosten (MAC) von Treibhausgasen-Emissionen auf Milchviehbetrieben und verwenden dafür ebenfalls ein Heckman-Modell. Begründet wird die Wahl dadurch, dass ausscheidende Betriebe ihr Treibhausgas-Emissionen nicht weiter senken können und daher keine weiteren Informationen über die MAC der Emissionen liefern können. Würden die ausscheidenden Betriebe nicht weiter berücksichtigt, wird eine Verzerrung der Stichprobe verursacht, daher wird mittels der ersten Stufe (Probit-Schätzung) des Heckman-Modells die Wahrscheinlichkeit des Ausscheidens berechnet und in der zweiten Stufe mit in die Schätzung der marginalen Vermeidungskosten aufgenommen (LENGERS et al., 2014).

Anders als bei LENGERS et al. (2014) verwendet das Meta-Modell dieser Arbeit totale Vermeidungskosten, daher sind auch die Kosten nach dem Ausscheiden der Betriebe von Interesse. Es wird erst ein Heckman-Modell für die produzierenden Betriebe und anschließend ein Modell für die ausscheidenden Betriebe geschätzt. Der Verlauf der Kostenkurve des zweiten Falls ist trivial, da ab dem Ausstieg die Kosten konstant bleiben, aber für die weitere Betrachtung der gesamten Kosten von Bedeutung. Abgesehen davon, ist die mit Hilfe des Heckman-Ansatzes durchgeführte Schätzung der Kostenfunktion in dieser Arbeit mit dem Vorgehen bei LENGERS et al. (2014) vergleichbar. Es wird in einer ersten Stufe, in Form eines Probit-Modells, die inverse „Mill’s Ratio“ bestimmt und als erklärende Variable in die zweite Stufe des Modells mit aufgenommen (vergleiche auch GIOVANOPOULOU et al., 2011). Die Schätzungen werden mit der Statistiksoftware Stata 12 durchgeführt.

Die Wahrscheinlichkeit eines Betriebes infolge einer bestimmten maximalen Hoftorbilanz nicht zu produzieren und die beeinflussenden Variablen sind für sich alleine

genommen bereits interessant. Daher wird die erste Stufe des Heckman-Modells, also eine Probit-Schätzung der Wahrscheinlichkeit „Auszuscheiden“ ebenfalls einzeln betrachtet, um genau diese Ergebnisse untersuchen zu können. Die dafür verwendete Schätzgleichung sieht wie folgt aus:

$$P(\text{exit})_i = \alpha^0 + \alpha \ln z + \beta \ln z^2 + \sum_j \gamma \ln x_{ji} + \sum_j \delta \ln x_{ji} \ln z + \epsilon_i \quad (3.14)$$

Die Wahrscheinlichkeit eines Betriebes  $i$  nicht zu produzieren:  $P(\text{exit})_i$ , ist abhängig von der Ausstattung bzw. Struktur des Betriebes sowie weiteren Inputfaktoren ( $x_i$  bzw.  $\ln x_i$ ), der Höhe der zulässigen Hoftorbilanz ( $z$  bzw.  $\ln z$ ) und den Interaktionseffekten zwischen diesen Variablen.

### 3.3 Analysen politischer Implementationsverfahren

An die Bestimmung der Vermeidungskosten eines öffentlichen Umweltgutes schließt sich die Entscheidung darüber an, wie für das entsprechende Gut bezahlt werden sollte. Wird die Struktur der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) der Europäischen Union (KOMMISSION, 2013) seit der Reform für den Zeitraum 2014-2020 als Vorlage für die Gestaltung einer nachhaltigen Landwirtschaft genommen, sind drei Komponenten daraus hervorzuheben:

1. Für die Auszahlung der Direktzahlungen sind die *Cross-Compliance* als regulatorische Voraussetzung einzuhalten, das heißt, diese stellen eine Grundanforderung die gute landwirtschaftliche Praxis einzuhalten und entsprechend dafür die Direktzahlungen zu erhalten;

2. Als nächste Stufe, genannt *Greening* gibt es eine entkoppelte Unterstützung je Hektar für obligatorische Maßnahmen im Sinne der Ökologisierung und

3. gibt es *freiwillige Maßnahmen* für den Natur- und Umweltschutz sowie die Entwicklung des ländlichen Raums aus der sogenannten zweiten Säule, bei denen die entstehenden Kosten und Einkommensverluste ausgeglichen werden sollen (KOMMISSION, 2013). Darüber hinaus gibt es ebenfalls andere Ansätze Umweltpolitik und nachhaltige Landwirtschaft umzusetzen, allerdings bilden diese Maßnahmen die wesentlichen Formen von Nachhaltigkeitspolitiken bereits gut ab. Diese Ansätze werden daher an dieser Stelle zur Analyse und Verallgemeinerung von Politikoptionen für die Implementierung von Nachhaltigkeitszielen verwendet. Für eine Analyse der Modellergebnisse, beispielsweise infolge der Einführung einer maximal zulässigen Hoftorbilanz oder Verwendung von Flächen für Klimaschutzmaßnahmen werden die drei Politikalternativen: (*Klassische*) *Regulierung*, *kompensierte Ökologisierung* sowie *Vertragsnachhaltigkeit* definiert und angewandt. In Tabelle 3.2 sind diese Alternativen schematisch aufgeführt.

Die (*Klassische*) *Regulierung* knüpft an die Cross-Compliance an und stellt einen durch Ordnungspolitik gesetzten Standard für Nachhaltigkeit und Umweltschutz dar. Das Umweltgut wird also „erzeugt“, in dem ein negativer Einfluss auf die Umwelt durch einen Richtlinie beseitigt oder mindestens gemindert wird. Den Produzenten entstehen durch diese verpflichtende Vorgabe Produktionseinschränkungen und damit Kosten. Die Berechnung der Kosten kann direkt im Modell erfolgen. Für jede Einschränkung oder Produktionsbeeinflussung die in das Modell aufgenommen wird, lassen sich die entsprechenden Deckungsbeitragsänderungen bzw. Kosten direkt ausgeben.

Anhand dieser Kosten lassen sich auch die Kompensationszahlungen für eine mögliche *kompensierte Ökologisierung* berechnen. Bei diesem Verfahren handelt es sich um eine verallgemeinerte Form des *Greenings* der GAP. Das Umweltgut kann wieder ein Standard oder eine bestimmte Produktionseinschränkung sein<sup>7</sup>, die staatlich festgelegt wird. Für diese auferlegte Restriktion erhalten die Produzenten in diesem Fall eine Kompensation, in der Regel pauschal anhand von Durchschnittswerten. Dafür muss der Staat ein Budget zur Verfügung stellen. Im Modell sind die tatsächlich je Betrieb anfallenden Kosten bekannt und für einen pauschalen Kompensationsbetrag müssen jeweils nur die Durchschnitte der Kosten gebildet werden.

<sup>7</sup>Im Greening ist dies beispielsweise die Ausweisung von ökologischer Vorrangfläche (KOMMISSION, 2013).

Tabelle 3.2: Übersicht Implementierungsverfahren

Verfahren	Ausgestaltung	Merkmale
<b>(Klassische) Regulierung</b>	Umweltgut: Standard wird festgelegt. Strafe/Sanktion bei nicht Einhalten.	- verpflichtend - Kosten Produzenten
<b>Kompensierte Ökologisierung</b>	Umweltgut: Standard bzw. eine bestimmte Produktionsänderung oder ähnliches wird festgelegt. (Pauschale) Kompensation der Einschränkung.	- verpflichtend - Kosten Produzenten -> (Pauschaler) Ausgleich - Staatsbudget
<b>Vertragsnachhaltigkeit</b>	Umweltgut: Eine bestimmte Produktionsänderung oder sonstige Maßnahmen können bereit gestellt werden. Produzenten nehmen an einem Markt (Auktion, Ausschreibung usw.) teil.	- freiwillig - Kosten Produzenten -> Erlös für Umweltgut -> können Gewinn erzielen - Staatsbudget

Quelle: eigene Darstellung



*Vertragsnachhaltigkeit* korrespondiert mit den freiwilligen Maßnahmen aus der zweiten Säule der GAP. Ein definiertes Umweltgut, in Form von Produktionsänderungen oder der Einführung bestimmter Maßnahmen kann von den Produzenten auf einem „Markt“ angeboten werden und sie werden dafür entlohnt. In der GAP ist nur der Ausgleich von entstehenden Kosten vorgesehen (KOMMISSION, 2013), *Vertragsnachhaltigkeit* im Modell bietet für die landwirtschaftlichen Betriebe die Möglichkeit einen Gewinn durch die Bereitstellung des Umweltgutes zu erzielen. Hierfür muss der Staat ebenfalls ein (wahrscheinlich größeres, als für die kompensierte Ökologisierung) Budget zur Verfügung stellen. Dieses Verfahren lässt sich auf zwei Arten in das Modell einbinden: Entweder wird ein Zielwert für das eingeführte Umweltgut definiert und das Modell wird bei sich ändernden Preisen für dieses Gut so oft in einer Schleife gelöst, bis dieser Zielwert erreicht ist, oder es lässt sich anhand einer abgeleiteten Funktion für die Angebotskurve des Umweltgutes der Preis für konkrete Zielwerte analytisch bestimmen.

Die schematischen Marktsituationen der drei Politikimplementationen sind in Abbildung 3.2 aufgeführt. Die Nachfrage für das betrachtete Umweltgut  $Z$  ist nicht bekannt und wird daher in der Form angenommen, dass die staatliche gewählte Menge  $Z^*$  dem Marktgleichgewicht entspricht. Es wird damit unterstellt, dass die optimale Menge  $Z^*$  gewählt wird und Zielwert der Umweltpolitik ist. Durch die Bereitstellung von  $Z$  wird, bei gegebener Nachfrage nach  $Z$  ein Wohlfahrtszuwachs erzielt. Wie genau sich dieser Zuwachs auf die einzelnen Akteure aufteilt, hängt von der Implementierung der Politik ab.

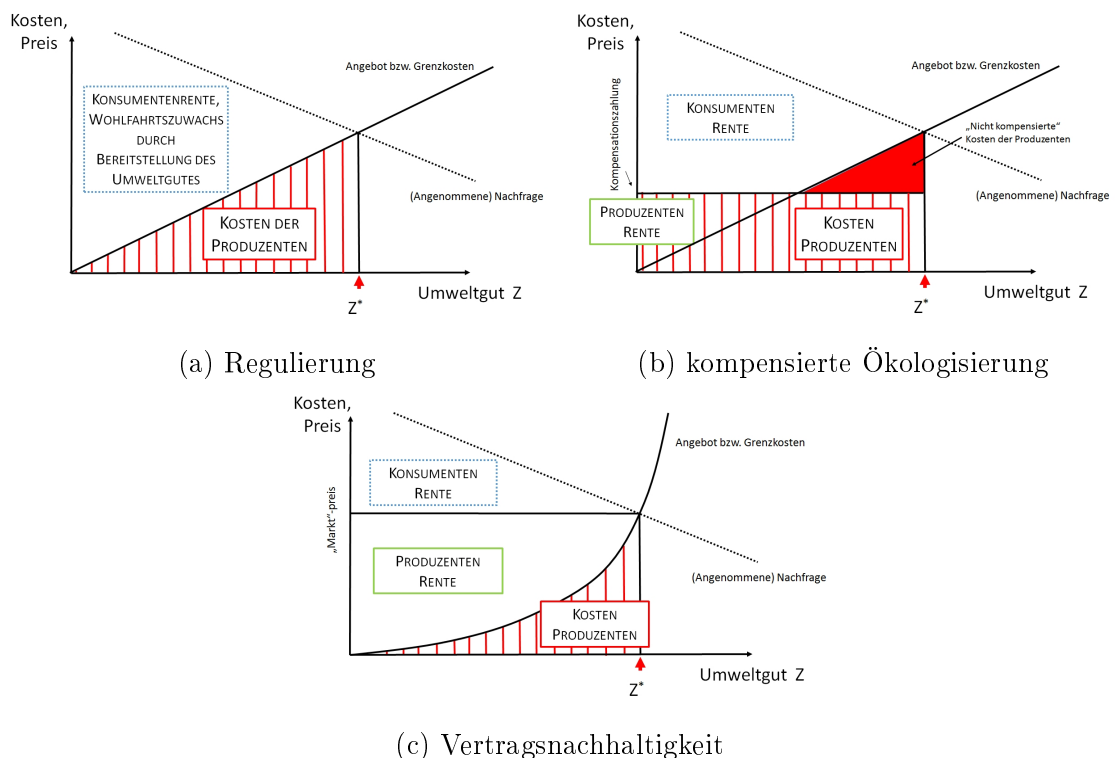


Abbildung 3.2: Skizzierte „Märkte“ verschiedener Politikimplementierung (Quelle: eigene Darstellung)

Im einfachsten Fall, der *Regulierung* (3.2a) werden den Produzenten Kosten auferlegt, um  $Z$  bereitzustellen und der gesamte Wohlfahrtsgewinn geht als Rente an

die Konsumenten. Werden die Produzenten hingegen (pauschal) kompensiert und sie erhalten eine durchschnittliche Ausgleichszahlung, ändert sich das Bild deutlich (3.2b). Die Kosten unterhalb bzw. bis zur Höhe dieser Kompensation werden ausgeglichen, so dass Produzenten mit niedrigeren Kosten eine Produzentenrente erzielen können. Die Konsumentenrente wird im Vergleich zur *Regulierung* um diesen Betrag gemindert. Betriebe mit höheren Kosten als der Kompensationszahlung erhalten hingegen nur einen Teil ihrer Kosten erstattet. Für den Staat fallen Budgetausgaben in Höhe der Kompensation multipliziert mit der Zielmenge des Umweltgutes  $Z^*$  an, also die rot schraffierte Fläche in Abbildung 3.2b.

Bei der Anwendung von *Vertragsnachhaltigkeit* ändert sich der Verlauf der Kostenkurve im Vergleich zu den beiden anderen Verfahren<sup>8</sup>. Bei *Regulierung* und *kompensierter Ökologisierung* werden alle Produzenten pauschal verpflichtet das Umweltgut bereitzustellen. Bei der Teilnahme an einem Markt werden die Produzenten mit den niedrigsten Grenzkosten das Umweltgut zuerst bereitstellen. Die anfallenden Kosten sind damit geringer als bei den anderen Verfahren. Durch die Erlöse der Produzenten auf dem Markt erzielen diese allerdings auch eine höhere Rente; wiederum auf Kosten der Konsumentenrente. Die Ausgaben des Staates für die *Vertragsnachhaltigkeit* bestimmen sich aus Marktpreis und Menge  $Z^*$  (Produzentenrente + Kosten Produzenten) und sind mutmaßlich höher als für die *kompensierte Ökologisierung*.

## 3.4 Einordnung und Zielsetzung der Arbeit

Im Rahmen von ökonomisch-ökologischen Verbundmodellen versucht diese Arbeit einen methodischen Beitrag zur empirischen und quantitativen Ermittlung der produktionstechnischen Wechselwirkungen zwischen landwirtschaftlicher Produktion und Nachhaltigkeit zu leisten. Gleichzeitig wird durch die konkrete Anwendung des abgeleiteten methodischen Ansatzes, zur Analyse relevanter Nachhaltigkeitspolitiken am Beispiel Schleswig-Holstein, ein inhaltlicher Beitrag zur praktischen Politikberatung in dem Bereich der Ausgestaltung einer effizienten und politisch durchsetzbaren nachhaltigen Landnutzung geleistet.

Inhaltlich fokussiert sich die Arbeit auf die Produktionsseite, d.h. faktisch wird im Rahmen dieser Arbeit davon ausgegangen, dass die optimale Menge der jeweilig betrachteten Nachhaltigkeitsgüter bereits exogen bestimmt worden ist. Die politische Ausgestaltung konzentriert sich allein auf die pareto-optimale Produktion der exogen bestimmten Nachhaltigkeitsgüter. Im Mittelpunkt der Analysen stehen die empirische Ermittlungen der Kostenfunktion  $C(Z)$  (bzw.  $VK(z)$ ), sowie die Ermittlungen der ökonomischen Effizienz und der implizierten Nettorentenverteilung auf der Produktionsseite für unterschiedliche Implementationsverfahren. Konkret werden die unterschiedlichen Implementationsverfahren, die klassischen zentralen Verfahren, wie die Regulierung, bis zu innovativen dezentralen Verfahren, wie die Auktionierung von Nachhaltigkeitsleistungen, analysiert.

Die empirischen Anwendungen beschränken sich dabei auf Schleswig-Holstein. Insofern stellt sich die Frage, inwieweit aus den gewonnenen empirischen Erkenntnissen

---

<sup>8</sup>Die Veränderung von einem linearen zu einem exponentiellen Verlauf in Abbildung 3.2 ist allerdings nur zur Veranschaulichung gewählt. Wie die Funktion verläuft und wie sich die aggregierten Funktionen zwischen den Situationen unterscheiden, hängt im konkreten Fall von vielen verschiedenen Variablen ab.

allgemeine Rückschlüsse für die Gestaltung einer Nachhaltigkeitspolitik in Deutschland bzw. Europa gezogen werden können. Eine direkte Übertragung der Ergebnisse auf andere geographische Räume ist nicht ohne Weiteres möglich. Umgekehrt ist es ein wichtiges Ergebnis dieser Arbeit, dass fundierte Politikanalysen eine sehr detaillierte Modellierung der ökologisch-ökonomischen Wechselwirkungen erfordern. Dies erfordert eine entsprechende regionale und betriebstypenspezifische Disaggregationstiefe, die nicht nur die Verfügbarkeit einer enormen Menge an Produktionsdaten voraussetzt, sondern darüber hinaus eine Menge an korrespondierenden ökologischen Messdaten. Diese Kombination an verfügbaren statistischen ökonomischen Daten und naturwissenschaftlichen Messdaten einerseits, sowie die empirische Spezifikation regional stark disaggregierter und betriebstypenspezifischer Modelle andererseits ist, zumindest im Rahmen dieser Arbeit, nur durch Beschränkung auf eine relative kleine Gebietskörperschaft wie Schleswig-Holstein möglich.

Es wird versucht, die Übertragbarkeit der zentralen Analyseergebnisse auf andere Regionen durch die Ableitung eines Meta-Modells zu ermöglichen. Darin werden zentrale Funktionsparameter durch Betriebstypen spezifische Bodenqualitäten und Ausstattungsstrukturen parametrisiert. Somit können abgeleitete Metafunktionen, wie die betriebliche Kostenfunktion zur Vermeidung von Stickstoffauswaschungen, auf andere Betriebstypen in anderen Regionen übertragen werden, solange zumindest die Betriebsstrukturen und regionalen Bodenqualitäten aus verfügbaren Statistiken bekannt sind.



# Teil II

## Modellanwendung



# 4 Kosten der Einschränkung von Stickstoffdünger

## 4.1 Stickstoffeintrag und Stickstoffüberschuss durch landwirtschaftliche Nutzung

Der Schutz und Erhalt der Wasserqualität von Grundwasser, Fließgewässern, Seen und Meeren ist auf europäischer und deutscher Ebene durch die EU-NITRATRICHTLINIE (1991), die EU-WASSERRAHMENRICHTLINIE (2000) sowie die Düngeverordnung (DÜV, 2006) geregelt. Grundlegendes Ziel ist es, vor allem den Nährstoffeintrag in die Wasserkörper auf ein umweltverträgliches Maß zu begrenzen bzw. zu reduzieren (TAUBE et al., 2015). Durch die Einführung der EU-NITRATRICHTLINIE (1991) und die nationale Umsetzung in Form der Düngeverordnung konnten in den 1990er Jahren erhebliche Nährstoffüberschüsse abgebaut werden. Innerhalb der letzten Jahre ist dieser Trend allerdings stark abgeflacht und es zeigen sich verstärkt regionale Unterschiede in den Nitratkonzentrationen. Regionen mit hohem Tierbesatz, viel Gemüseanbau und vorhandener Biogasproduktion zeigen kaum noch einen Konzentrationsrückgang und zum Teil sogar wieder Steigerungen der Nitratwerte (TAUBE et al., 2015). Auf Grundlage der EU-WASSERRAHMENRICHTLINIE (2000) wurden die Gewässer verstärkt beobachtet, um bis 2015 einen guten chemischen und ökologischen Zustand zu gewährleisten. Dies ist nicht durchgehend gelungen und so gibt es in den genannten Regionen zum Teil Überschreitungen des maximal zulässigen Werts der Nitratkonzentration von 50 mg/l (TAUBE et al., 2015).

Der Einfluss der Landwirtschaft auf das umweltpolitische Ziel „Wasserschutz durch Nitratreduktion“ wird üblicherweise in Form einer Bilanz der relevanten Nährstoffe wie beispielsweise Stickstoff erfasst. Anhand solcher Nährstoffsalden wurden ebenfalls Zielwerte definiert, bis 2010 auf nationaler Ebene einen Stickstoffüberschuss von 80 kg N/ha nicht zu überschreiten (TAUBE et al., 2013a). Dieses Ziel für 2010 konnte bisher allerdings nicht erreicht werden (vgl. Abschnitt 2.1.1). Wie stark sich diese Nährstoffüberschüsse auf konkrete Umweltkomponenten wie beispielsweise die Nitratkonzentration im Grundwasser oder die Eutrophierung von Fließgewässern und Meeren auswirken hängt stark von regionalen Faktoren wie Boden- oder Klimaverhältnissen ab (TAUBE et al., 2015).

Die bundesweiten Salden geben keinen Aufschluss über die regionale Verteilung der Nährstoffüberschüsse und es ist daher notwendig diesen Aspekt regional differenzierter zu betrachten (TAUBE et al., 2013a). Es gibt eine Reihe von Veröffentlichungen, Studien und Untersuchungen die sich mit Nährstoffsalden, gerade auch auf regionaler Ebene beschäftigen. Für die beiden Bundesländer Niedersachsen (LWK-NIEDERSACHSEN, 2013) und Nordrhein-Westfalen (LWK-NRW, 2014) liegen beispielsweise Nährstoffberichte mit Bezug auf Wirtschaftsdünger vor, die beide ebenfalls eine Konzentration von Überschüssen in Regionen mit hohem Tierbesatz

und hoher Biogasanlagendichte, sowie Gemüseanbau verzeichnen. Für Schleswig-Holstein liegt ein Nährstoffbericht vor, der über die organischen Dünger hinaus alle relevanten Nährstoffflüsse in den Fokus nimmt (TAUBE et al., 2015). Die darin behandelten Ergebnisse von BACH et al. (2014) und TAUBE et al. (2013b) stellen für Schleswig-Holstein eine starke regionale Differenzierung der Nährstoffüberschüsse fest. Die Geestgebiete mit viel Tierhaltung und hoher Biogasproduktion, vor allem im Nordwesten des Landes weisen die höchsten Nährstoffsalden auf, während Ackerbauregionen, vor allem im Südosten Schleswig-Holsteins, deutlich niedrigere Salden aufweisen (vgl. Abbildung 4.1).

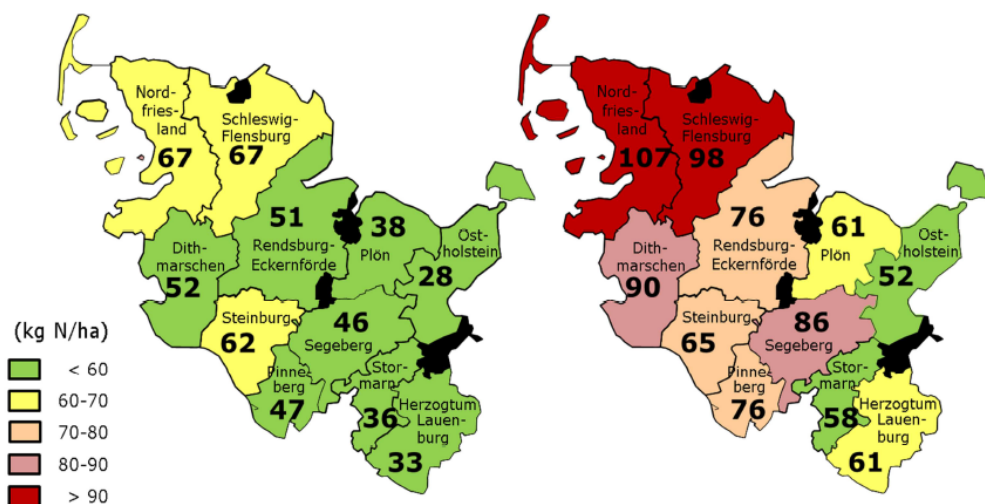


Abbildung 4.1: Stickstoff-Flächenbilanz-Salden 2010 auf Kreisebene (nach DüV, 2006) nach Bach (links) und Henning/Taube (rechts) (Quelle: TAUBE et al., 2015)

Ähnliche Ergebnisse haben auch HEIDECKE et al. (2012) in einem Bericht zur „Entwicklung eines Instrumentes für ein landesweites Nährstoffmanagement in Schleswig-Holstein“ ermittelt. In Abbildung 4.2 ist die entsprechende Stickstoffbilanzierung auf Gemeindeebene für das Jahr 2007 aus diesem Bericht aufgeführt. Zwischen den einzelnen Publikationen gibt es sehr wohl Unterschiede in der Höhe der Nährstoffüberschüsse, die regionale Verteilung bleibt allerdings in allen Fällen nahezu gleich.

Im Hinblick auf die beschriebene Entwicklung der letzten Jahre hat eine Bund-Länder-Arbeitsgruppe (BLAG) die bestehenden Düngeverordnung evaluiert und Ende 2012 Vorschläge zur Novellierung der Verordnung vorgestellt (BLAG, 2012). Dabei werden Änderungen für verschiedene Themenfelder wie beispielsweise: Ausbringungstechnik, Düngebedarfsermittlung, Lagerdauer, Obergrenzen und Sperrfristen aufgegriffen. Die zwei entscheidenden Punkte, die unter anderem ebenfalls durch die Wissenschaftlichen Beiräte für Agrarpolitik (WBA) und für Düngungsfragen (WBD) beim BMELV, sowie den Sachverständigenrat für Umweltfragen der Bundesregierung (SRU) in einer Stellungnahme angesprochen werden, sind 1) ein Nährstoffvergleich mittels plausibilisierter Flächenbilanz bzw. mittelfristig einer Hoftorbilanzierung anzustreben und 2) alle relevanten organischen Dünger inklusive Gärreste der Biogaserzeugung einzubinden (TAUBE et al., 2013a). In diesem Zusammenhang



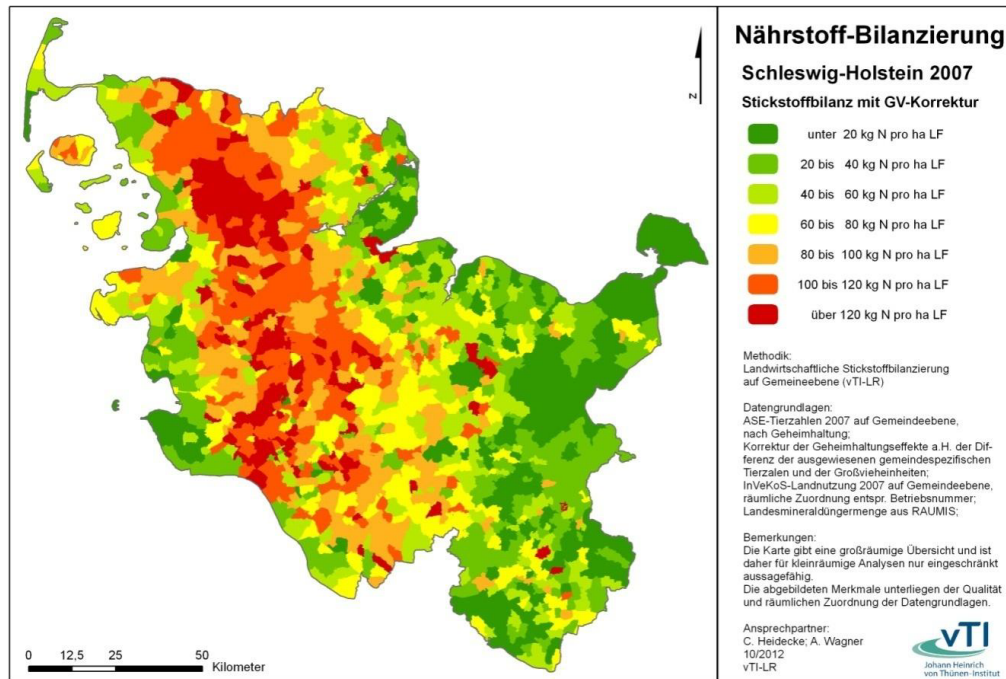


Abbildung 4.2: Stickstoffüberschüsse 2007 in Schleswig-Holstein (Quelle: HEIDECHE et al., 2012)

sind insbesondere die Kosten infolge einer derartigen Politikänderung von aktueller Relevanz und werden in diesem Kapitel analysiert.

Dafür notwendig ist die Anwendung eines quantitativen Modells. Wie erwähnt konnten die regionalen Verteilungen der Nährstoffüberschüsse und damit zum Teil auch mögliche Gründe für diese Überschüsse bereits identifiziert werden (HEIDECHE et al., 2012; TAUBE et al., 2015). Ein umfassendes detailliertes Modell anzuwenden ist für eine genaue Darstellung des Ist-Zustandes ebenso notwendig wie für daraus abgeleitete Zustandsänderungen aufgrund der angestrebten politischen Ziele. Mit dem in Kapitel 3 vorgestellten Modell wird daher sowohl die Abbildung des Ist-Zustandes, als auch die Simulation von politischen Szenarien durchgeführt. Die Bestimmung der Vermeidungskosten von Nährstoffüberschüssen und die Ableitung eines allgemeinen Zusammenhangs zwischen Nährstoffeinschränkung und Kosten wird als Grundlage für eine Analyse von unterschiedlichen Implementierungen dieser Politik genutzt. Die in Abschnitt 3.3 definierten Verfahren werden dabei auf die entstehenden Kosten, die Effizienz des Verfahrens und die Wohlfahrtseffekte hin untersucht.

## 4.2 Methodisches Vorgehen

Das verwendete Modell wurde in Kapitel 3 ausführlich erläutert. An dieser Stelle erfolgt eine kurze Darstellung der Verknüpfung von Modell und der in Abschnitt 4.1 aufgezeigten Fragestellung, sowie eine Erklärung des konkreten Ablaufs der Modellierung und Anwendung. Zu Verdeutlichung wird das Vorgehen verkürzt in Abbildung 4.3 gezeigt (vgl. Abbildung 3.1).

Ausgangslage ist die Darstellung der schleswig-holsteinischen Landwirtschaft durch ein LP-Modell mit Hilfe verschiedener Betriebstypen und regionalisiert auf 22 Unternaturräume. In das Modell wird die Bilanzierung von Stickstoff integriert, so dass die Hoftorbilanzen der Modellbetriebe berechnet werden können. Dadurch ist sowohl eine genaue Darstellung des Ist-Zustandes der Stickstoffüberschüsse möglich, als auch die Darstellung von Zuständen, die auf die Durchführung von politischen Szenarien folgen. Dazu lassen sich die ermittelten Hoftorbilanzen begrenzen, um beispielsweise politische Vorgaben für Nährstoffbegrenzungen zu simulieren. Dies führt zu dem in Abbildung 4.3 aufgeführten Simulationsoutput, der Aufschluss über die Auswirkung der einzelnen Szenarien für die maximal zulässigen Hoftorbilanzen gibt.

Grundsätzlich wird in der wissenschaftlichen und politischen Diskussion eine „bessere“ Bilanzierung der Nährstoffüberschüsse in Verbindung mit moderaten Verschärfungen der bestehenden Bilanzgrenzen gefordert, um die vorgegebene Ziele von 80 kg N/ha nationaler Stickstoffbilanz zu erreichen (BLAG, 2012; KLU, 2014; TAUBE et al., 2013a). Eine darüber hinausgehende Beschränkung der Nährstoffüberschüsse ist langfristig allerdings wahrscheinlich, so dass neben diesen diskutierten Szenarien eine Bandbreite von Überschüssen der Hoftorbilanz zwischen 80 kg N/ha und 0 kg N/ha simuliert wird. Das Modell bietet die Möglichkeit für diesen umfassenden Überblick und ermöglicht so eine Analyse der Fragestellung über die derzeitige Diskussion hinaus.

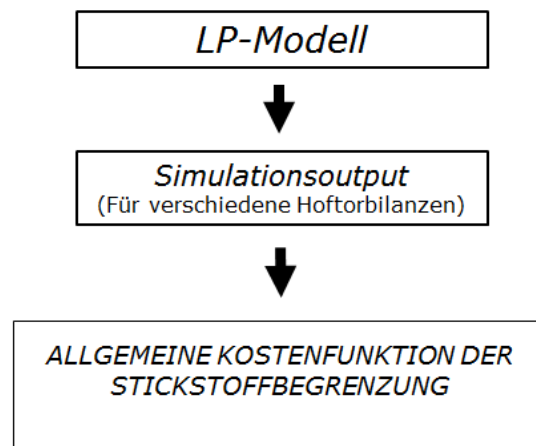


Abbildung 4.3: Methodischer Ablauf (Quelle: eigene Darstellung)

Für Umwelteffekte aus diffusen Quellen, wie beispielsweise Klima- ( $\text{CO}_2$ ) oder Wasserverschmutzung (N-Eintrag) werden häufig Vermeidungskosten oder marginale Vermeidungskosten/marginal abatement cost (*MAC*) bestimmt, um die Auswirkungen von Politiken bestimmen und die (kosten-)effizienteste Art des Natur- bzw. Umweltschutzes identifizieren zu können. Beispiele dafür finden sich bei: BYSTRÖM (1998), HELIN et al. (2006), KESICKI und EKINS (2012), KUIK et al. (2009), LENGERS et al. (2014) und YIRIDOE und WEERSINK (1998). Die Simulationsergebnisse werden daher verwendet, um eine allgemeine Kostenfunktion abzuleiten und zu schätzen. Dafür werden als erstes Vermeidungskosten (VK) für die Einsparung bzw. Begrenzung an Stickstoffüberschüssen berechnet (vgl. Gleichung 3.9 in Abschnitt 3.2.2). In der Folge liegen für jedes Szenario die Beschränkung der Überschüsse, die

dazu gehörenden betrieblichen Zustände sowie die daraus folgenden Vermeidungskosten vor. Mit einem Meta-Modell wird ein allgemeiner, funktioneller Zusammenhang zwischen den Vermeidungskosten (VK) und den Stickstoffbeschränkungen ( $z$ ) (formal  $VK = f(x, z)$ ) gesucht. Durch die betriebsindividuellen Daten ist es darüber hinaus möglich, diese Funktion abhängig von speziellen  $x$ , also bestimmten Betriebsausstattungen zu bestimmen. In den in Abschnitt 3.2.3 aufgeführten Gleichungen (3.10) - (3.13) hängen die Vermeidungskosten neben  $z$  daher auch von  $x$  ab. In Abbildung 4.4 ist dieser Zusammenhang stark vereinfacht grafisch dargestellt. Es sind Vermeidungskostenfunktionen von zwei sich unterscheidenden Betrieben (mit den jeweiligen Charakteristika  $x_1$  und  $x_2$ ) skizziert. Die allgemeine Beziehung zwischen VK und  $z$  ist gegeben und wird durch verschiedene  $x$  in Lage und Verlauf beeinflusst.

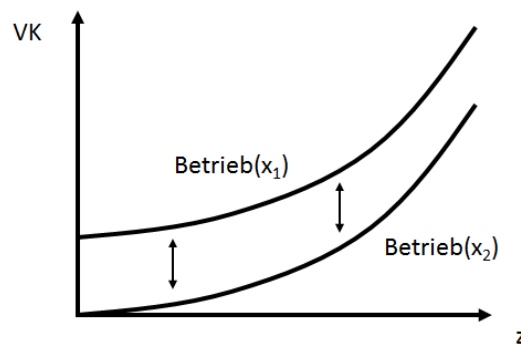


Abbildung 4.4: Schema Vermeidungskostenfunktionen (Quelle: eigene Darstellung)

Die ermittelte Kostenfunktion bietet die Möglichkeit nicht nur die Vermeidungskosten und Zustände der politischen Szenarien detailliert zu betrachten, sondern auch eine Modellierung von politischen Implementationsverfahren für diese Szenarien vorzunehmen. In Abschnitt 3.3 werden drei unterschiedliche Verfahren definiert, die mit Hilfe des Meta-Modells auf Kostenunterschiede, Effizienz und Wohlfahrtseffekte untersucht werden. Für die Abbildung der *Vertragsnachhaltigkeit* sind insbesondere die marginalen Effekte der ermittelten Kostenfunktion notwendig, so dass ohne die geschätzten Kostenfunktionen eine Analyse der politischen Verfahren nicht in diesem Maße möglich wäre. Im Weiteren wird daher die konkrete ökonometrische Schätzung der Kostenfunktion behandelt.

### 4.2.1 Ökonometrisches Modell

Die abhängige Variable der geschätzten Funktion sind die Kosten der Stickstoffeinschränkung als entgangener Deckungsbeitrag je Hektar infolge der Einführung der jeweiligen Hoftorbilanz (VK). Neben der maximalen zulässig Hoftorbilanz bzw. der Stickstoffeinschränkung ( $z$ ) gehen betriebspezifische Charakteristika ( $x$ ) als unabhängige Variablen in die Schätzung ein. Geschätzt wird konkret ein zweistufiges Heckman-Modell. Die in Abschnitt 3.2.3 bereits erwähnten Taylor-Approximationen sind im Folgenden als ökonometrische Funktionen mit Schätzkoeffizienten und Residuum  $\epsilon$  dargestellt<sup>9</sup>:

<sup>9</sup>Das  $\epsilon$  stellt den zufälligen, nicht beobachteten Störterm dar, für den eine unabhängige Normalverteilung angenommen wird.

$$VK(x, z) = \alpha^0 + \alpha^1 z + \sum_{i=1}^n \beta_i^0 x_i + \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m \beta_{ij}^{int} x_i x_j + \sum_{i=1}^n \beta_i^1 x_i z + \epsilon \quad (4.1)$$

$$VK(x, z) = \alpha^0 + \alpha^1 z + \sum_{i=1}^n \beta_i^0 x_i + \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m \beta_{ij}^{int} x_i x_j + \sum_{i=1}^n \beta_i^1 x_i z + \gamma^0 z^2 + \epsilon \quad (4.2)$$

$$\ln VK(x, z) = \alpha^0 + \alpha^1 \ln z + \sum_{i=1}^n \beta_i^0 \ln x_i + \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m \beta_{ij}^{int} \ln x_i x_j + \sum_{i=1}^n \beta_i^1 \ln x_i \ln z + \epsilon \quad (4.3)$$

$$\ln VK(x, z) = \alpha^0 + \alpha^1 \ln z + \sum_{i=1}^n \beta_i^0 \ln x_i + \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m \beta_{ij}^{int} \ln x_i x_j + \sum_{i=1}^n \beta_i^1 \ln x_i \ln z + \gamma^0 (\ln z)^2 + \epsilon \quad (4.4)$$

Abgebildet sind eine Linear- (4.1), eine Quadratische- (4.2), eine Cobb-Douglas- (4.3) sowie eine Translog- (4.4) Funktion. Die Wahl der Funktionsform ist Teil der Modellspezifizierung und wird in Abschnitt 4.3.1 anhand entsprechender Gütemaße bestimmt. Die Funktionen sind in Abschnitt 3.2.3 in vereinfachter Form mit  $a(x)$  von  $b(x)$  dargestellt worden<sup>10</sup>. Diese beide Parameter werden durch die Betriebscharakteristika und ihre Schätzer bestimmt. Anhand der formalen Darstellung (4.5) und (4.6) kann die Kostenfunktion daher zu den in Abschnitt 3.2.3 verwendeten Formen „zusammen geschoben“ werden. Die abgebildeten  $a(x)$  und  $b(x)$  beziehen sich auf die Cobb-Douglas bzw. die Translog-Funktion:

$$a(x) = \alpha^0 + \sum_{i=0}^n \beta_i^0 \ln x_i + \sum_{i=0}^n \sum_{j=0}^m \beta_{ij}^{int} \ln x_i x_j \quad (4.5)$$

$$b(x) = \alpha^1 + \sum_{i=0}^n \beta_i^1 \ln x_i \quad (4.6)$$

In Tabelle 4.1 sind alle betriebsspezifischen Variablen, die für die Spezifizierung der Kostenfunktion verwendet werden aufgeführt. Dies beinhaltet die Ausstattung der Betriebe mit Fläche sowie den Qualitäten der jeweiligen Flächen, die angebauten Feldfrüchte, gehaltene Tiere, Biogasproduktion, und Ausstattung mit Arbeit. Wie den Erklärungen zu entnehmen ist, beziehen sich die Variablen, mit Ausnahme der Dummyvariablen und der Betriebsfläche, jeweils auf einen Hektar Fläche. Für Tiere ergibt sich daher der Tierbesatz je Hektar und für den Pflanzenbau der relative Anteil der jeweiligen Frucht an der Flächennutzung.

Fast alle Produktionsbereiche sind in unterschiedlicher Verdichtung der Informationen aufgeführt. Beispielsweise ist der Getreideanbau als ganzes und unterteilt in die einzelnen, angebauten Arten vorhanden. Dies gilt entsprechend für die Bodenarten bzw. -qualitäten, für die Tierhaltung, die Arbeitskräfte und die Biogasproduktion. Aus den aufgeführten Variablen werden für die Modellspezifikation zwei unterschiedliche Datenschemata gewählt: zum einen werden die einzelne Produkti-

---

<sup>10</sup>Zur Erinnerung, Translog-Funktion:  $\ln VK(x, z) = a(\ln x) + b(\ln x) \ln z + c \ln z^2 + \epsilon$

onszweige möglichst hoch verdichtet eingebunden und zum anderen stark differenziert aufgenommen. Es werden ein knappes Modell mit 13 Betriebscharakteristika als exogene Variablen und ein detailliertes Modell mit 25 Ausprägungen formuliert.

Tabelle 4.1: Deskriptive Statistik der Betriebscharakteristika

Variablen x	Mittelwert	Std. Abweichung	Erklärung
Deckungsbeitrag	796.957	347.015	Deckungsbeitrag in €/ha
Betriebsfläche	124.351	108.085	Fläche in ha
Mineralboden	0.902	0.135	Anteil des Mineralboden
Mineralbodenqualität 1	0.115	0.207	Anteil der Bodenqualität 1
Mineralbodenqualität 2	0.211	0.226	Anteil der Bodenqualität 2
Mineralbodenqualität 3	0.190	0.181	Anteil der Bodenqualität 3
Mineralbodenqualität 4	0.195	0.248	Anteil der Bodenqualität 4
Mineralbodenqualität 5	0.192	0.334	Anteil der Bodenqualität 5
Niedermoorboden	0.098	0.135	Anteil des Niedermoorboden
Getreide	0.254	0.311	Getreideanbau je Hektar
Weizen	0.195	0.258	Weizenanbau je Hektar
Raps	0.038	0.083	Rapsanbau je Hektar
Kartoffeln & Kohl	0.014	0.029	Kartoffel- und Kohlanbau je Hektar
Mais	0.489	0.342	Maisanbau je Hektar
Gerste	0.036	0.076	Gerstenanbau je Hektar
restliches Getreide	0.023	0.082	Hafer-, Triticale- und Roggenanbau je Hektar
Grünland	0.189	0.225	Grünland je Hektar
extensives Grünland	0.010	0.031	extensives Grünland je Hektar
Rinder	0.864	0.899	gehaltene Rinder je Hektar
Milchvieh	0.175	0.277	gehaltene Milchvieh je Hektar
Mastrinder	0.596	0.729	gehaltene Mastrinder je Hektar
Schweine	1.490	3.702	gehaltene Schweine je Hektar
Zuchtsauen	0.231	0.598	gehaltene Zuchtsauen je Hektar
Mastschweine	1.259	3.194	gehaltene Mastschweine je Hektar
Substratzukauf	18.819	32.480	gekaufte Tonnen Biogassubstrat in tFM/ha
Substratverkauf	5.189	11.812	verkaufte Tonnen Biogassubstrat in tFM/ha
Arbeitskraft gesamt	43.324	24.247	Gesamtarbeitskraft in Akh/ha
Familienarbeitskraft	28.359	23.589	Familienarbeitskraft in Akh/ha
zugekaufte Arbeitskraft	14.965	15.127	zugekaufte Arbeitskraft in Akh/ha
Biogas	0.514	-	Dummyvariable 1 = Biogasanlage
Biogas 190 kW	0.355	-	Dummyvariable 1 = Biogasanlage mit 190 kW
Biogas 540 kW	0.154	-	Dummyvariable 1 = Biogasanlage mit 540 kW
Exit	0.288	-	Dummyvariable 1 = Ausscheiden des Betriebes

Quelle: eigene Berechnungen

## 4.3 Ergebnisse

### 4.3.1 Ökonometrische Ergebnisse

Aus den in Abschnitt 4.2.1 aufgeführten Funktionen der Taylor-Approximation gilt es die geeignete Form für die Kostenfunktion der Stickstoffeinschränkung zu finden. Hierfür werden Modelle aller vier beschriebenen Funktionsformen geschätzt. In Tabelle 4.2 sind die jeweiligen Gütemasse dieser Modell (AIC und BIC) aufgeführt. Das Modell mit dem betragsmäßig niedrigsten AIC- und BIC-Werten verfügt über den besten Fit und ist daher zu wählen, dies ist für die vier aufgeführten Funktionsformen das Translog-Modell.

Tabelle 4.2: Auswahl Funktionsform

Funktionsform	Obs.	df	AIC	BIC
Linear	20179	187	-68747.30	-67267.68
Quadratisch	20179	187	-71339.75	-69860.14
Cobb Douglas	21148	188	47382.84	48879.19
Translog	21148	190	45123.70	46635.96

Quelle: eigene Berechnungen

In Abbildung 4.5 ist die Kostenfunktion als Translog-Modell, also in logarithmierten Werten in Relation zu den logarithmierten Kosten des LP-Modells abgetragen. Die Kurvenverläufe sind dabei deckungsgleich, so dass die Translog-Funktion als gutes Abbild der tatsächlichen Kostenfunktion angenommen werden kann.

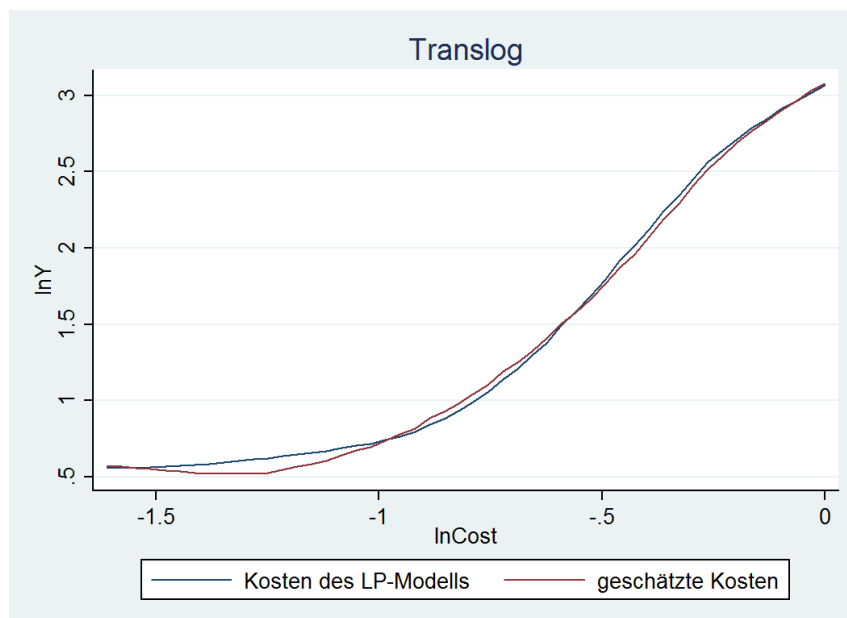


Abbildung 4.5: Fit Translog (Quelle: eigene Berechnungen)

Den Erläuterungen in Abschnitt 4.2.1 folgend, wird daher ein Schätzmodell mit den stärker aggregierten Variablen und ein Modell mit den höher auflösenden, kleinteiligen Variablen geschätzt. In Tabelle 4.3 handelt es sich bei Modell 1 um das

Tabelle 4.3: Koeffizienten der geschätzten Modelle

VARIABLEN (Variablen sind als LN im Modell enthalten)	Modell 1		Modell 2		Modell 3		Modell 4	
	coef.	p-value	coef.	p-value	coef.	p-value	coef.	p-value
z	8.798***	0	9.843***	0	4.096***	1.35e-10	4.441***	0
z <sup>2</sup>	1.756***	0	1.759***	0	1.748***	0	1.747***	0
Deckungsbeitrag	-7.199**	0.0225	-3.265***	0	-1.434*	0.0638	-1.020***	2.70e-05
Betriebsfläche	-4.840	0.122	-2.771***	0	-0.0359	0.949		
Mineralboden					-15.58***	0	-11.05***	0
Mineralbodenqualität1	-0.111	0.716						
Mineralbodenqualität2	0.630	0.167	0.294***	0				
Mineralbodenqualität3	0.394	0.543	0.823***	2.77e-06				
Mineralbodenqualität4	-0.729**	0.0478						
Niedermoorboden	2.341***	3.36e-05	1.050***	0	-0.178	0.525	-0.354***	0.00206
Grünland	-1.508*	0.0930	0.642**	0.0169	-1.640***	0.000131	-1.154***	0.000317
extensives Grünland	1.079**	0.0217						
Getreide					1.945***	0	2.262***	0
Weizen	3.090***	0	1.962***	0				
Raps	-4.103***	0	-3.054***	0				
Kartoffeln & Kohl	-0.147	0.582						
Mais	0.433	0.635	-0.323***	0	-1.382***	5.93e-06	-0.667***	0
Gerste	-0.194	0.594						
restliches Getreide	0.548*	0.0951						
Rinder					1.600***	0.000654	0.603*	0.0702
Milchvieh	-0.596	0.102	-0.167	0.260				
Mastrinder	-0.413	0.546	-1.406***	0				
Schweine					-6.073***	0	-6.949***	0
Zuchtsauen	-0.784	0.329	-0.742	0.100				
Mastschweine	0.674	0.541						
Biogas					7.415***	0.000201	9.321***	0
Biogas 190 kW	32.24***	0	19.68***	0				
Biogas 540 kW	39.39***	0	34.55***	0				
Substratzukauf	5.171***	0.000864	4.964***	1.03e-10	-1.641**	0.0241	-2.939***	0
Substratverkauf	3.908***	6.45e-06	3.435***	0	2.100***	4.98e-06	1.292***	0.000863
Arbeitskraft gesamt					-12.18***	0	-11.04***	0
Familienarbeitskraft	-14.66***	3.54e-07	-13.15***	0				
Zugekaufte Arbeitskraft	-4.179***	2.89e-08	-3.234***	8.56e-11				
<b>Interaktionseffekte zwischen x und z</b>								
Deckungsbeitrag*z	0.866***	0	0.805***	0	0.619***	0	0.577***	0
Betriebsfläche*z	-1.180***	0	-1.234***	0	-0.284***	2.33e-09	-0.292***	6.62e-10
Mineralboden*z					-0.543***	1.36e-07	-0.543***	1.38e-07
Mineralbodenqualität1*z	-2.77e-05	0.998						
Mineralbodenqualität2*z	-0.000443	0.969						
Mineralbodenqualität3*z	-0.0830***	3.06e-06	-0.0817***	2.01e-06				
Mineralbodenqualität4*z	-0.0501***	7.58e-07	-0.0418***	3.24e-05				
Niedermoorboden*z	0.00488	0.697			-0.0277*	0.0531	-0.0264*	0.0644
Grünland*z	0.0736***	3.21e-05	0.0500***	0.00117	0.106***	9.13e-07	0.105***	1.17e-06
extensives Grünland*z	-0.0340***	0.00173						
Getreide*z					0.0798***	0	0.0789***	0
Weizen*z	0.0153	0.136						
Raps*z	-0.00603	0.598						
Kartoffeln & Kohl*z	0.0159**	0.0251	0.0181***	0.00560				
Mais*z	-0.0687***	2.73e-06	-0.0881***	1.12e-09	-0.0806***	2.70e-07	-0.0806***	2.75e-07
Gerste*z	0.0457***	5.49e-08	0.0411***	2.50e-07				
restliches Getreide*z	-0.0722***	0						
Rinder*z					-0.136***	3.26e-08	-0.129***	7.47e-08
Milchvieh*z	0.00448	0.397						
Mastrinder*z	-0.0543***	0.00111	-0.0734***	8.14e-06				
Schweine*z					-0.0369	0.221		
Zuchtsauen*z	-0.143***	1.27e-07	-0.147***	1.98e-08				
Mastschweine*z	0.00407	0.890						
Biogas*z					0.502***	0	0.510***	0
Biogas 190 kW*z	0.552***	0	0.432***	0				
Biogas 540 kW*z	0.144*	0.0691						
Substratzukauf*z	-0.0233	0.378			-0.136***	9.96e-07	-0.131***	1.97e-06
Substratverkauf*z	-0.630**	0	-0.637**	0	-0.595***	0	-0.596***	0
Arbeitskraft gesamt*z					-0.480***	0	-0.493***	0
Familienarbeitskraft*z	-1.308***	0	-1.410***	0				
Zugekaufte Arbeitskraft*z	-0.109***	2.26e-06	-0.136***	3.33e-09				
Konstante	56.70**	0.0106	37.61***	0	19.44***	0.000195	17.44***	0
Obs.	21148		21148		21148		21148	
df	371		190		129		106	
AIC	44245.4		45123.7		47102.4		47104.8	
BIC	47198.3		46636		48129.1		47948.5	

\*\*\* p<0.01, \*\* p<0.05, \* p<0.1

Quelle: eigene Berechnungen

detaillierte Modell und bei Modell 3 um das stärker zusammengefasste Modell. Die Modelle 2 und 4 zeigen jeweils die um nicht signifikante Koeffizienten bereinigten Modelle. Wie in Abschnitt 4.2.1 und im Detail in Formel (4.4) dargestellt, gehen  $x$ ,  $z$ , die Interaktionseffekte zwischen  $x$  und  $z$  sowie die Interaktionseffekte der einzelnen  $x$ -e in die Funktion ein. Dargestellt sind nur die Schätzkoeffizienten für  $z$ , die  $x$ -e und die Interaktionseffekte zwischen diesen beiden. An dieser Stelle werden die Interaktionseffekte zwischen den verschiedenen  $x$ -en aus Platzgründen nicht dargestellt und behandelt; die entsprechenden Ergebnisse finden sich im Anhang B.

Die Koeffizienten des Modells 2 zeigen sich in nahezu allen aufgenommen Variablen als signifikant. Wesentliche Effekte sind für die Biogasaktivitäten inklusive Substratzu- und verkauf, relevante Marktfrüchte wie Weizen und Raps, die Betriebsfläche, sowie mittlere Bodenqualitäten und genutzte Arbeitskräfte, insbesondere Familienarbeitskraft festzustellen. Anhand der Schätzkoeffizienten in Tabelle 4.3 können nicht direkt die Höhe und Wirkungsrichtung der Effekte für die einzelnen Variablen/Betriebscharakteristika interpretiert werden. Dies liegt daran, dass sich die Effekte aus den Koeffizienten für die einzelnen  $x$ -e, den Koeffizienten der Interaktionseffekte zwischen den  $x$ -en und denen Interaktionseffekten mit  $z$  zusammensetzen.

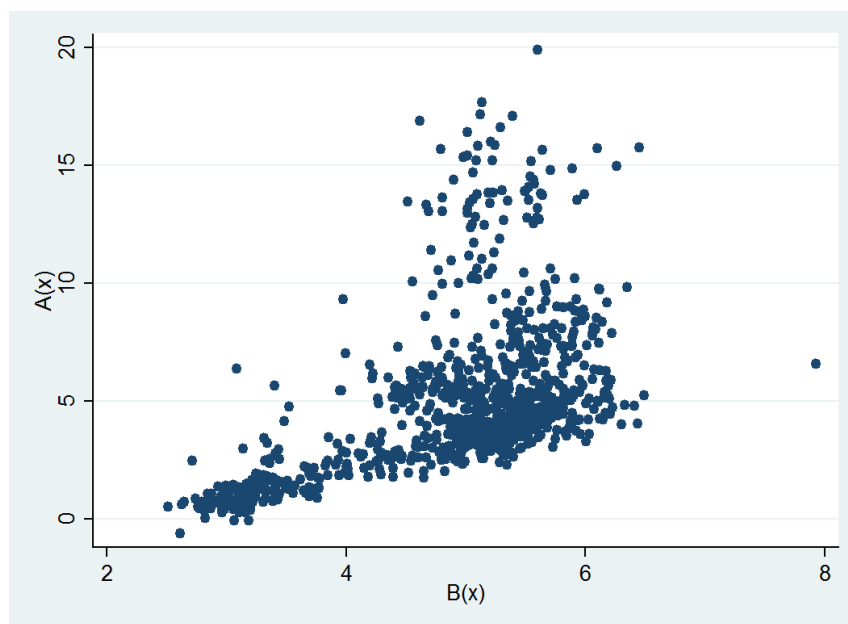


Abbildung 4.6:  $a(x)$  und  $b(x)$  (Quelle: eigene Darstellung)

Die verkürzte Darstellung der Funktion in der Form  $\ln VK(x, z) = a(\ln x) + b(\ln x) \ln z + c \ln z^2 + \epsilon$  hat mit  $a(x)$  und  $b(x)$  zwei von den Betriebscharakteristika abhängige Parameter, die die Konstante ( $a$ ) und die Steigung ( $b$ ) der Funktion bestimmen. Den Einfluss der unterschiedlichen Betriebe auf die jeweilige konkrete Kostenfunktion zeigen gerade diese Parameter (vgl. Abbildung 4.4). In Abbildung 4.6 sind die  $a$ -s über den  $b$ -s der Betriebe aufgetragen. Für beide Parameter ist eine Varianz zwischen den Betrieben zu erkennen. Sowohl die Konstante als auch die Steigung der Kostenfunktion ist somit entscheidend von der jeweiligen Betriebsstruktur abhängig.

Auf die Koeffizienten der Probitschätzung (vgl. Abschnitt 3.2.3) zur Bestimmung der Aufgabewahrscheinlichkeit wird an dieser Stelle nicht im Detail eingegangen, sie sind im Anhang B in Tabelle B.4 aufgeführt.



### 4.3.2 Deskriptive LP-Modellergebnisse

Das LP-Modell der schleswig-holsteinischen Landwirtschaft wird für ein Basisszenario und anschließend für die bereits genannten politischen Szenarien berechnet. Für die Nährstoffversorgung und die Analyse der Nährstoffüberschüsse sind die Mengen und Verteilung der verwendeten Düngerart ausschlaggebend. In Tabelle 4.4 sind die Mengen des ausgebrachten Wirtschaftsdünger und des mineralischen Stickstoffdüngers für die 22 Unternaturräume Schleswig-Holsteins je Hektar im Basislauf aufgeführt. In Schleswig-Holstein werden durchschnittlich 68 kg N/ha als Wirtschaftsdünger (sowohl von Tieren als auch Biogasanlagen) ausgebracht. Darüber hinaus werden im Mittel in Schleswig-Holstein 147 kg N/ha an mineralischem und somit in Summe 215 kg N/ha Stickstoffdünger genutzt.

Tabelle 4.4: Ausgebrachte Mengen an (Stickstoff-)Dünger und Hoftorbilanzüberschüsse im Basisszenario in kg N/ha

Unternaturraum	Wirtschaftsdünger	Mineraldünger	Summe Dünger	Hoftorbilanzüberschuss
Holsteinische Elbmarschen	75	133	208	86
Nordfriesische Geestinseln	77	142	219	84
Nordfriesische Marschinseln und Halligen	64	197	260	80
Nordfriesische Marsch	60	182	242	91
Eiderstedter Marsch	73	171	244	92
Dithmarscher Marsch	39	195	234	54
Lecker Geest	119	113	232	104
Bredstedt-Husumer Geest	124	109	233	103
Eider-Treene Niederung	80	73	153	77
Heide-Itzehoer Geest	106	111	218	90
Barmstedt-Kisdorfer Geest	98	116	214	79
Hamburger Ring	68	131	199	74
Lauenburger Geest	51	166	218	74
Schleswiger Geest	119	111	230	108
Holsteinische Vorgeest	98	109	207	88
Angeln	72	152	224	78
Schwansen u. Dänischer Wohld	53	162	214	74
Nordoldenburg und Fehmarn	11	234	245	57
Westmecklenburgische Seenplatte	33	175	208	61
Südwestliches Vorland der Mecklenburg. Seenplatte	62	111	172	46
Ostholsteinisches Hügel- und Seenland (NW)	51	173	224	83
Ostholsteinisches Hügel- und Seenland (SO)	43	170	213	60
<b>Schleswig-Holstein</b>	<b>68</b>	<b>147</b>	<b>215</b>	<b>82</b>

Quelle: eigene Berechnungen nach HENNING et al., 2004

Die Menge an insgesamt ausgebrachtem N-Dünger schwankt zwischen 153 kg N/ha in der „Eider-Treene-Niederung“ und 260 kg N/ha auf den „Nordfriesischen Marschinseln und Halligen“. Der überwiegende Teil der Unternaturräume bewegt sich

zwischen 205 kg N/ha und 235 kg N/ha. Die niedrigen Gaben in der „Eider-Treene-Niederung“ und dem „Südwestlichen Vorland der Mecklenburgischen Seenplatte“ (172 kg N/ha) sind dem hohen Anteil an Niedermoor Flächen geschuldet, die absolutes Grünland darstellen und häufig weniger intensiv genutzt werden (vgl. Beschreibung der Bodenqualität in Abschnitt 3.1.2). Betrachtet man die Verteilung des ausgebrachten Stickstoffdüngers zwischen mineralischem und Wirtschaftsdünger, lassen sich die Regionen mit intensiver Viehhaltung klar identifizieren. Auf nahezu dem gesamten Geestrücken<sup>11</sup>, mit seiner intensiven Milchproduktion werden zwischen 98 kg N/ha und 124 kg N/ha als Wirtschaftsdünger ausgebracht. Der Anteil des Stickstoff aus Wirtschaftsdünger fällt dabei nicht unter 45 % der Gesamtmenge. In den ackerbaulich geprägten Unternaturräumen des östlichen Hügellandes macht der Stickstoff aus Wirtschaftsdünger etwa zwischen 20 % und 30 % der N-Düngegabe aus. In der Region „Nordoldenburg und Fehmarn“ ist der Anteil an Wirtschaftsdünger (11 kg N/ha) mit unter 5 % fast vernachlässigbar. In der Marsch schwankt die Menge an ausgebrachtem Wirtschaftsdünger zwischen 39 kg N/ha und 77 kg N/ha (ca. zwischen 16 % und 35 %).

Tabelle 4.5 stellt die Änderungen der ausgebrachten Düngermengen in ausgewählten Szenarien dar. Die Mengen an verwendetem Dünger nehmen mit zunehmender Restriktion deutlich ab. Im Szenario 80 N kg/ha ändert sich die gesamte ausgebrachte Stickstoffmenge um 7 %, bei einer Beschränkung des N-Saldo auf 60 kg N/ha bereits auf 13 % und für den Extremfall ohne erlaubte Stickstoffüberschüsse (0 kg N/ha) um 48 %. Auffälliger Unterschied zwischen Wirtschaftsdünger und mineralischem Dünger ist, dass bis zu einer Beschränkung von 40 kg N/ha stärker an Wirtschaftsdünger gespart wird und ab diesem Szenario im Verhältnis mehr mineralischer Dünger eingespart wird.

Tabelle 4.5: Relativer Rückgang der ausgebrachten Düngermenge in ausgewählten Szenarien in Prozent

Szenarien	Wirtschaftsdünger	min. N-Dünger	gesamt Stickstoff
	%	%	%
80 N kg/ha	11	5	7
60 N kg/ha	18	10	13
40 N kg/ha	23	23	23
20 N kg/ha	30	39	36
0 N kg/ha	38	53	48

Quelle: eigene Berechnungen

In Abbildung 4.7 sind die relativen Änderungen des Tierbestandes in Schleswig-Holstein normiert auf den Basislauf, über die einzelnen Szenarien abgetragen. Die Milchviehhaltung inklusive Aufzucht nimmt kontinuierlich über alle Szenarien ab. Bei einer Einschränkung des Stickstoffsaldos auf 40 kg N/ha werden 23 % weniger Milchkühe gehalten als im Basislauf. Die an die Milchviehhaltung gekoppelte Mast von Bullen milchbetonter Rassen zeigt ein differenzierteres Bild. Die Intensivmast innerhalb von 20 Monaten nimmt ebenfalls fast durchgehend ab, ab dem

<sup>11</sup>Von Norden nach Süden: Lecker Geest, Bredstedt-Husumer Geest, Schleswiger Geest, Heide-Itzehoer Geest, Holsteinische Vorgeest und die Barmstedt-Kisdorfer Geest, vgl. Anhang A

Szenarien 40 kg N/ha allerdings langsamer als die Milchviehhaltung. Die extensive Bullenmast (24 Monate) unterliegt hingegen Schwankungen des Viehbestandes. Bei einer Beschränkung auf 80 kg N/ha werden 15 % mehr Tiere in dieser Form gehalten, während bei der Beschränkung 60 kg N/ha die Haltung um 15 % im Vergleich zum Ausgangsszenario zurückgeht. Anschließend steigt die Anzahl der gehaltenen Tiere wieder auf das 1,4-fache der Ausgangsmenge im letzten Szenario. Diese starken Schwankungen der extensiven Bullenmast erklären sich durch die insgesamt sehr niedrige Anzahl an gehaltenen Tieren in dieser Produktionsaktivität. Dass die Änderungen für die Mast von „schwarzbunten“ Bullen nicht deckungsgleich zu der Milchviehhaltung verlaufen, lässt sich durch die (hier nicht aufgeführten) Aktivitäten der Kälbermast und der Kälberzu- und verkäufe erklären. Die Mutterkuhhaltung bzw. die Mast von Fleischrindern ist nicht so stark durch die Stickstoffbegrenzung beeinträchtigt. Erst ab einer Einschränkung der Hoftorbilanz auf 40 kg N/ha reduzieren sich diese Aktivitäten um ca. 11 %. Im letzten Szenario (0 kg N/ha) steigt diese Haltungsform fast wieder auf das Ausgangsniveau an.

Die Anzahl der gehaltenen Schweine sinkt ebenfalls über alle Szenarien, aber nicht in dem gleichen Ausmaß wie die Milchviehhaltung. Die Schweinemast nimmt vom Basislauf bis zum letzten Szenario ca. 30 % ab. Die Sauenhaltung reagiert in den ersten Szenarien weniger stark als die Schweinemast, fällt aber ab dem Szenario 20 kg N/ha unter das Niveau der Mastschweine.

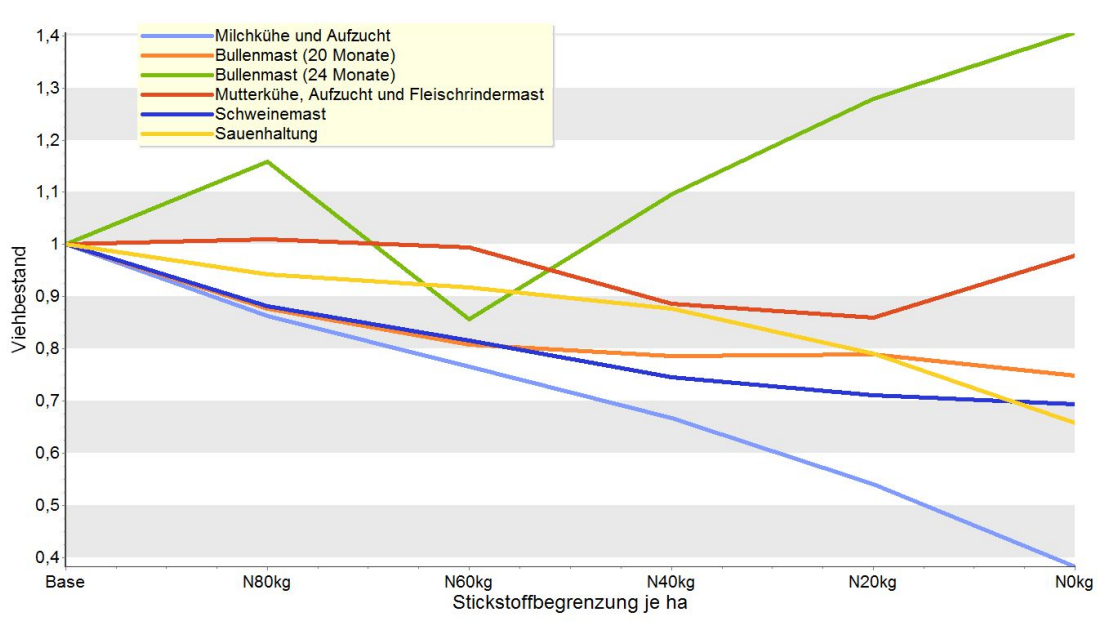


Abbildung 4.7: Änderungen des Tierbestandes durch die Stickstoffbeschränkung (Quelle: eigene Berechnungen)

Ergänzend zu den gehaltenen Tieren sind in Abbildung 4.8 die relativen Änderungen der Kraftfuttermengen dargestellt. Die Verläufe über die Szenarien stützen den in Abbildung 4.7 gezeigten Verlauf und verdeutlichen nochmals die geringe Bedeutung der extensiver Bullenmast und der Mutterkuhhaltung. Zu erkennen ist dies am geringen Einfluss von beiden Haltungsverfahren auf die Änderungen des Inputs „anderes Rinderfutter“.

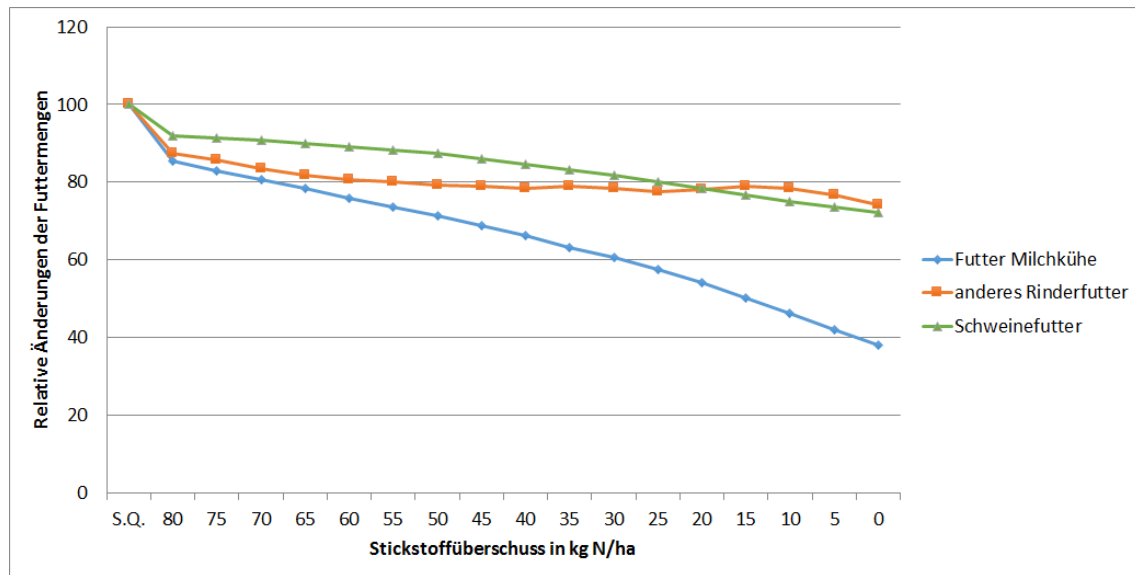


Abbildung 4.8: Änderungen der verwendeten Futtermittel durch die Stickstoffbeschränkung (Quelle: eigene Berechnungen)

In Abbildung 4.9 werden die relativen Änderungen der geernteten Tonnen der „Grand Culture“ gezeigt. Auffällig ist, dass für Hoftorbilanzeinschränkungen bis zu 55 kg N/ha die Anbauvorzüglichkeit von Getreide und Raps gegenüber der Ausgangssituation steigt und die Erntemenge daher um bis zu 8 % zulegt. Der Rückgang auf Seiten der Tierhaltung wird für diese Szenarien durch vermehrten Marktfruchtanbau ausgeglichen. Werden die Stickstoffüberschüsse noch stärker beschränkt, geht vor allem die Rapsmenge stark zurück und fällt bis auf 75 % des Ausgangsniveaus. Die Mengen an Getreide im Allgemeinen und Weizen im Speziellen sinken ebenfalls. Weizen bleibt allerdings selbst im Extremszenario von 0 kg N/ha 3 % über dem Ausgangsniveau und die gesamte Getreidemenge sinkt lediglich auf 96 % des Status quo ab. Weizen gewinnt durch die Beschränkung der Stickstoffüberschüsse als wichtigste Marktfrucht zusätzlich an Bedeutung, während Raps bei sehr hohen Einschränkungen stark im Anbauumfang zurückgeht.

Durch die Beschränkung der Stickstoffüberschüsse nehmen ebenfalls die beiden anderen Hauptnährstoffe Kalium und Phosphor in nahezu gleichem Umfang wie Stickstoffdünger ab. Die Änderungen der verwendeten Mineraldüngermengen in Abbildung 4.10 beginnen mit moderaten Abnahmen von bis zu 10 % für die Szenarien bis 55 kg N/ha Beschränkung. Für die Szenarien mit Beschränkungen darüber hinaus zeigen die Kurven aller drei Düngerarten einen deutlich steileren Abfall. Insgesamt kann anhand der Änderungen der Getreide-, Raps- und Düngermengen, in Verbindung mit den regionalen Hoftorbilanzen aus Tabelle 4.4 ein niedriger Stickstoffüberschuss für Ackerbau- und Marktfruchtbetriebe und -regionen festgestellt werden. Die Beschränkung der Stickstoffüberschüsse stellt für diese Betriebe häufig erst ab den Szenarien 60-55 kg N/ha eine wirkliche Restriktion der Produktionsbedingungen dar.

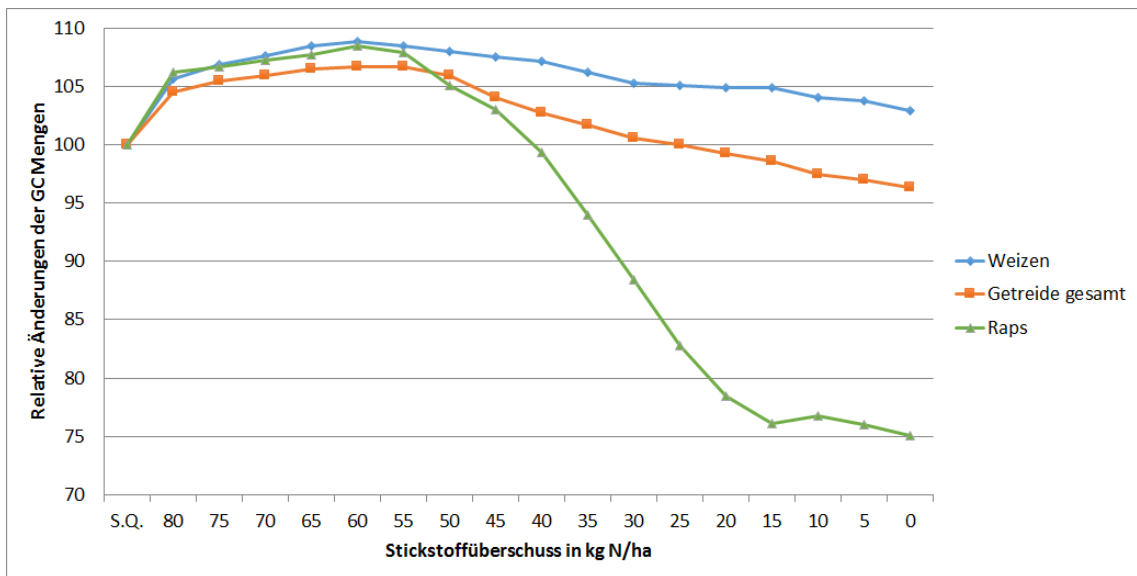


Abbildung 4.9: Änderungen der Grand Culture durch die Stickstoffbeschränkung (Quelle: eigene Berechnungen)

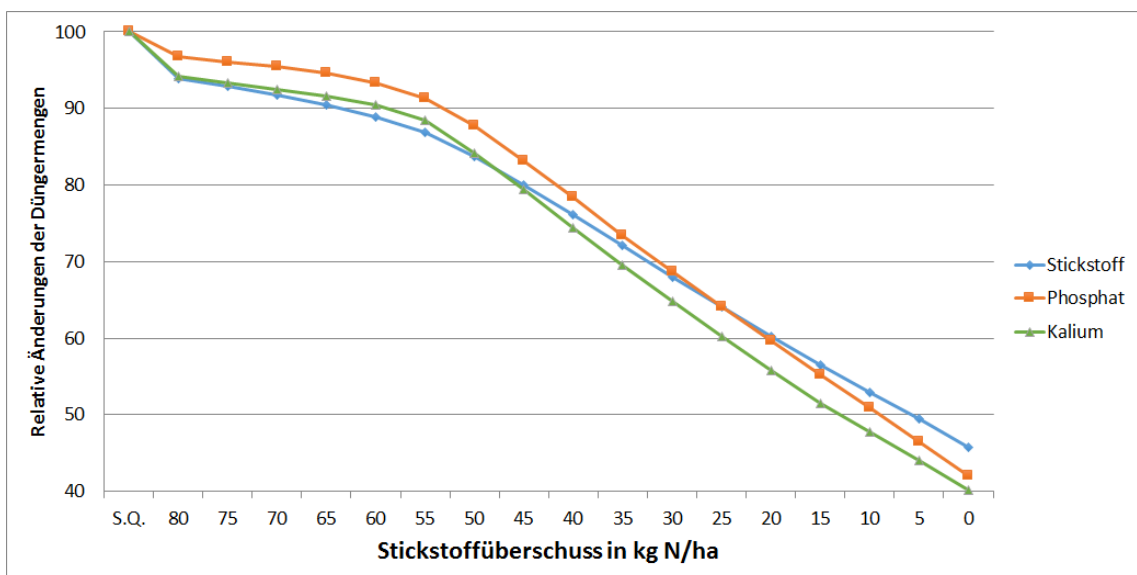


Abbildung 4.10: Änderungen der Mineraldüngermengen durch die Stickstoffbeschränkung (Quelle: eigene Berechnungen)

## 4.4 Darstellung der Kostenfunktion

Der Beschreibung der ökonometrischen Schätzergebnisse sowie der LP-Ergebnisse für den Ist-Zustand und die Änderungen aufgrund politischer Szenarien schließt sich die Darstellung der ermittelten Kostenfunktion an. Zuerst wird auf die durchschnittlichen Vermeidungskosten anhand der in die Schätzung eingehenden Betriebe und die Besonderheit des Regimewechsels zwischen produzierenden und aufgebenden Betrieben eingegangen. Die Gründe des Ausscheidens und die Wahrscheinlichkeit dafür werden ebenfalls kurz erläutert. Hauptaugenmerk liegt auf der Erläuterung der regionalen Unterschiede der Kostenfunktion, sowie der ausführlichen Darstellung der marginalen Effekte.

Ein wichtiger Unterschied in der Darstellung der politischen Szenarien ist, dass diese bisher als zulässige Hoftorbilanzen bzw. maximale Stickstoffüberschüsse gezeigt wurden. In der Kostenfunktion wird die Einsparung von Stickstoff als Output (also Nachhaltigkeitsgut) „produziert“. Daher werden die Szenarien im Folgenden als eingesparter Stickstoffüberschuss  $z$  dargestellt. Die Szenarien sind dabei so normiert, dass eine Hoftorbilanz von 80 kg N/ha einem  $z$  von 0 kg N/ha und eine Bilanz von 0 kg N/ha einem  $z$  von 80 kg N/ha entspricht.

### 4.4.1 Vermeidungskosten

Wie in Abschnitt 3.2.3 dargestellt, wird die Kostenfunktion mit Hilfe eines Heckman-Modells geschätzt, um die Stichprobenverzerrung aufgrund der aus der landwirtschaftlichen Produktion ausscheidenden Betriebe aufzufangen. In diesem Punkt folgt der Modellansatz in dieser Arbeit wie beschrieben LENGERS et al. (2014). Die Ergebnisse der Schätzung zeigen dabei, dass lediglich Betriebe mit einer Biogasanlage wegen einer Beschränkung der Stickstoffüberschuss aus der Produktion ausscheiden. Daher wird in diesem Abschnitt zuerst auf die unterschiedlichen Kostenfunktionen von Betrieben mit und ohne Biogasproduktion eingegangen, um anschließend durchschnittliche Vermeidungskosten über alle Betriebe zu zeigen.

In Abbildung 4.11a sind die durchschnittlichen Vermeidungskosten aller Betriebe die durchgehend landwirtschaftliche Produktion betreiben, unterschieden in Betriebe ohne Biogasproduktion und Betriebe mit Biogasproduktion, abgetragen. Es ist ein deutlich steilerer Verlauf der Kurve für die Betriebe ohne Biogasanlage zu sehen als für die Betriebe mit Biogas. Im Fall einer Verschärfung um 80 kg N/ha unterscheiden sich die beiden Kurven um 300 €/ha. Solange ein Betrieb durch die Verschärfung der Hoftorbilanz also nicht aus der Produktion gedrängt wird, wirkt sich eine Biogasanlage senkend auf die Vermeidungskosten aus.

Für die Betriebe, die aufgrund der eingeführten Einschränkung von Stickstoff ihre Produktion einstellen, sind die Durchschnittsvermeidungskosten in Abbildung 4.11b dargestellt. Die Kosten liegen relativ konstant um den Wert 800 €/ha über alle Hoftorbilanzszenarien. Durch jede weitere Verschärfung der Hoftorbilanz scheiden weitere Betriebe aus der Produktion aus, so dass die Mittelwerte anhand einer sich stetig vergrößernden Mengen an Betrieben gebildet wird. Dies erklärt den Verlauf der Kurve, die in den Szenarien mit den stärksten Einschränkungen wieder leicht abfällt. Ab dem Szenario 40 kg N/ha sinken die Kosten der zusätzlich ausscheidenden Betriebe gegenüber den bereits ausgeschiedenen Betrieben, so dass im Mittel auch die Vermeidungskosten über alle Betriebe sinken. Anders gesagt: Betriebe die bei

einer Beschränkung der Hoftorbilanz auf 40 kg N/ha oder stärker ihre Produktion einstellen haben einen durchschnittlichen Gewinn von weniger als 800 €/ha und senken damit die durchschnittlichen Vermeidungskosten über alle ausgeschiedenen Betriebe unter diesen Wert.

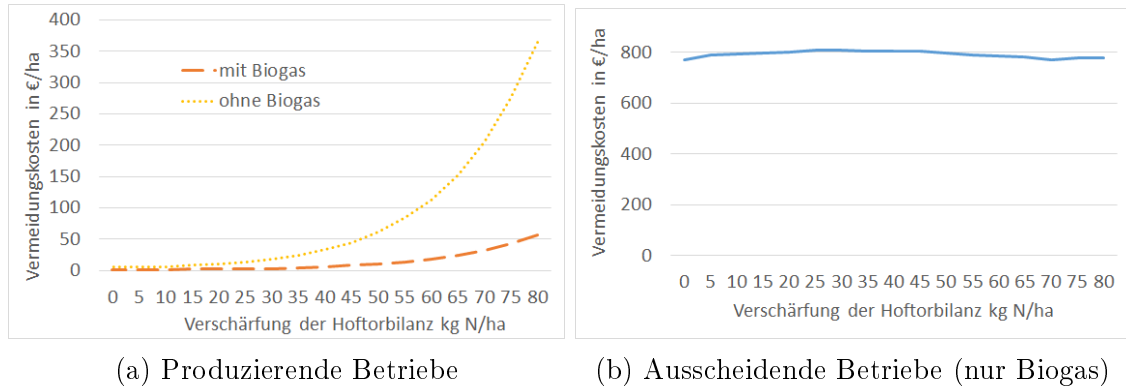


Abbildung 4.11: Durchschnittliche Vermeidungskosten von produzierenden und ausscheidenden Betrieben (Quelle: eigene Berechnungen)

Für eine umfassende Darstellung der Vermeidungskosten infolge einer Einsparung von Stickstoffüberschüssen und den Wechselwirkungen mit der Biogasproduktion müssen beiden Funktionen verbunden werden. Dies ist in Schaubild 4.12a abgebildet. Die untere Kurve zeigt den aus Abbildung 4.11a bekannten Verlauf der Durchschnittskosten aller Betriebe ohne Biogasproduktion. Die obere Kurve ist eine Kombination der Kostenfunktion von allen ausgeschiedenen und produzierenden Betrieben mit Biogasanlage und bildet somit die Durchschnittskosten aller Biogasbetriebe ab. Der durchschnittliche Effekt der Biogasproduktion auf die Vermeidungskosten ist hoch. Im Mittel führt eine Biogasanlage zu einer Steigerung der Kosten um ca. 400 €/ha oder höher. Erst für sehr starke Beschränkungen fällt dieser Wert auf ca. 300 €/ha, allerdings durch eine Steigerung der Kosten für Betriebe ohne Biogasanlage. Aus den in den Abbildungen 4.11a, 4.11b und 4.12a gezeigten Daten geht hervor, dass der Betrieb einer Biogasanlage sehr unterschiedliche Auswirkungen auf die Vermeidungskosten der Stickstoffbeschränkung haben kann. Ein Teil der Betriebe wird aus der Produktion gedrängt und hat daher sehr hohe Kosten und ein anderer Teil hat im Vergleich dazu auch bei stark steigenden Einschränkungen relativ niedrige Vermeidungskosten.

Um die Vermeidungskosten der Einsparung von Stickstoffüberschüssen in Schleswig-Holstein abzubilden, müssen die einzelnen Kostenfunktionen der Modellbetriebe zusammengefasst werden. Da es sich bei den Modellbetrieben um Durchschnittsbetriebe für Betriebsklassen handelt, muss bei dieser Zusammenfassung die Anzahl an Betrieben je Klasse als Gewicht mit in die Berechnung eingehen. Die unterschiedlichen Kostenfunktionen für Betriebe mit und ohne Biogas gehen entsprechend der Betriebsanzahl gewichtet in die durchschnittliche Kostenfunktion ein. In Abbildung 4.12b ist die durchschnittliche Vermeidungskostenfunktion aller Betriebe in Schleswig-Holstein abgebildet. Da Biogasbetriebe nur einen einstelligen Prozentsatz der gesamten landwirtschaftlichen Betriebe ausmachen, ähnelt die Kurve stark der Kurve für Betriebe ohne Biogas in Abbildung 4.11a

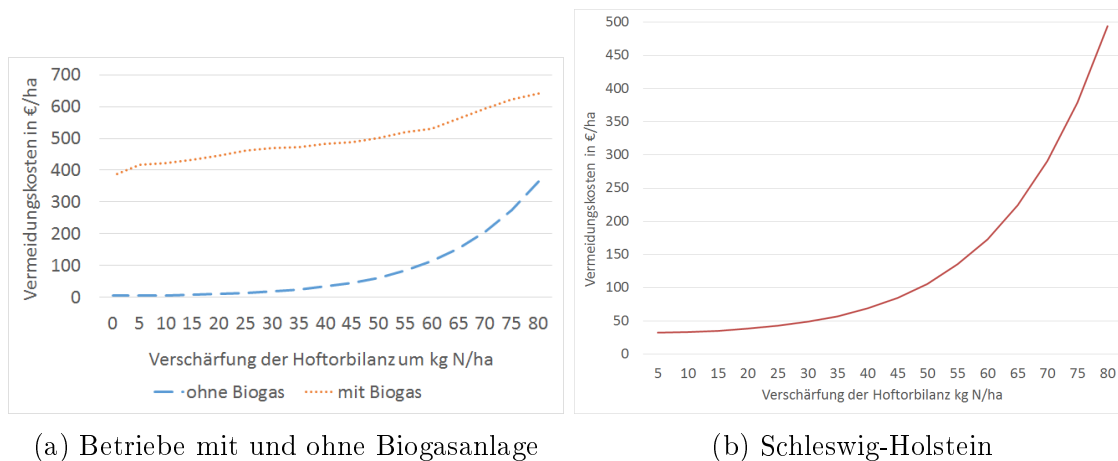


Abbildung 4.12: Durchschnittliche Vermeidungskosten für Betriebe mit und ohne Biogasanlage sowie in Schleswig-Holstein (Quelle: eigene Berechnungen)

### Probit

Um die Faktoren zu identifizieren die dazu führen, dass Betriebe durch schärfere Hoftorbilanzen zum Ausscheiden gezwungen sind, wird ein adhoc-Probit-Modell, entsprechend der ersten Stufe des Heckman-Modells geschätzt (vgl. Abschnitt 3.2.3).

Die Koeffizienten und entsprechenden Signifikanzniveaus der verwendeten Variablen sind in Tabelle B.4 im Anhang B aufgeführt. Aus den Koeffizienten ist ersichtlich, dass Biogasproduktion einen starken positiven Effekt auf die Wahrscheinlichkeit aus der Produktion auszusteigen hat (vgl. Seite 78). Darüber hinaus zeigen lediglich die Anteile von Grünland und Weizen an der landwirtschaftlich genutzten Fläche einen eindeutigen Zusammenhang mit der Wahrscheinlichkeit auszusteigen. Für Fläche beispielsweise hat der Koeffizient ein negatives Vorzeichen, für den Interaktionseffekt zwischen Fläche und Stickstoffeinschränkung hingegen ein positives, der Einfluss von mehr oder weniger Betriebsfläche ist folglich nicht ohne Weiteres abzuleiten.

Zur weiteren Analyse sind in Tabelle 4.6 und 4.7 die durchschnittlichen Ausstiegswahrscheinlichkeiten für Biogasbetriebe, unterschieden zwischen Betriebstypen und Betriebsgrößen für ein niedriges  $z$  (5 kg N/ha) und ein hohes  $z$  (80 kg N/ha) aufgeführt. Für die niedrige Einschränkungen von Stickstoff sind die Austrittswahrscheinlichkeiten erwartungsgemäß gering. Für beide Fälle ist ebenfalls evident, dass kleine Betriebe unabhängig von Typ und Höhe der Restriktion eine sehr hohe Ausstiegswahrscheinlichkeit nahe eins haben (vgl. auch Tabelle B.5 im Anhang B). Große Betriebe sind in beiden Situationen weniger stark betroffen, es fällt allerdings auf, dass Milchviehbetriebe über 200 ha schon für ein niedriges  $z$  eine hohe Austrittswahrscheinlichkeit haben.

Den größten Unterschied zwischen den beiden Szenarien haben Ackerbau- und Schweinebetriebe mit 60 ha bis 100 ha Betriebsfläche. Eine immer restriktivere Hoftorbilanz (also ein höheres  $z$ ) hat für diese Betriebe den stärksten Effekt auf die Entscheidung zu produzieren. Bei niedrigem  $z$  haben die jeweils nächst größeren Betriebsgrößen höheren Wahrscheinlichkeiten auszusteigen, dies lässt sich mit einem Größensprung der genutzten Biogasanlagen erklären. Im Modell können drei unter-



schiedliche Biogasanlagen verwendet werden und der größte Anlagentyp ist häufig ab einer Betriebsfläche von 100 ha rentabel. Diese Betriebe haben durch das Verhältnis von Biogasproduktion zu Betriebsfläche kaum noch Spielraum in der Nährstoffbilanz und müssen bereits bei einem niedrigen  $z$  von 5 kg N/ha ausscheiden.

Tabelle 4.6: Exit-Wahrscheinlichkeit bei  $z = 5$  kg N/ha

Größe Typen	< 60 ha	60 - 100 ha	100 - 200 ha	>200 ha
Milch	0.984	0.854	0.330	0.544
Futterbau	0.977	0.704	0.452	0.083
Ackerbau	1.000	0.190	0.572	0.033
Schweine	0.992	0.102	0.331	0.002

Quelle: eigene Berechnungen

Tabelle 4.7: Exit-Wahrscheinlichkeit bei  $z = 80$  kg N/ha

Größe Typen	< 60 ha	60 - 100 ha	100 - 200 ha	>200 ha
Milch	0.925	0.952	0.756	0.777
Futterbau	0.982	0.971	0.830	0.502
Ackerbau	0.978	0.961	0.791	0.266
Schweine	0.977	0.951	0.696	0.112

Quelle: eigene Berechnungen

#### 4.4.2 Regionale Effekte

Die regionalen Auswirkungen werden auf Ebene der Unternaturräume betrachtet und es werden dafür die in der jeweiligen Region durchschnittlich anfallenden Vermeidungskosten je Hektar berechnet. Dies bedeutet, dass anhand der Kosten der Betriebsklasse und der Anzahl der realen Betrieben in der jeweiligen Klasse die spezifischen durchschnittlichen Vermeidungskosten jedes Unternaturraums auf Grundlage seiner Produktionsstruktur bestimmt werden. In Schaubild 4.13 sind diese Kosten für ausgewählte Regionen und den Durchschnitt in Schleswig-Holstein dargestellt. Die Durchschnittswerte für Schleswig-Holstein liegen für 20 kg N/ha Verschärfung bei 38 €/ha, für 40 kg N/ha bei 69 €/ha, für 60 kg N/ha bei 173 €/ha und für 80 kg N/ha bei 494 €/ha.

Fast exakt die gleiche Kostenfunktion besitzt der Unternaturraum „Heide-Itzehoer Geest“ und wird daher überwiegend von der Kostenkurve Schleswig-Holsteins überlagert. Oberhalb des Durchschnittes und damit die Regionen mit den höchsten Vermeidungskosten, befinden sich die nördlichen Gebiete „Bredstedt-Husumer Geest“, „Eider-Treene-Niederung“ und „Nordfriesische Marsch“ sowie die zentral gelegene „Holsteinische Vorgeest“. Diese Unternaturräume haben alle einen relativ hohen Tierbesatz und eine entsprechende Biogasdichte gemein. Für eine Verschärfung der

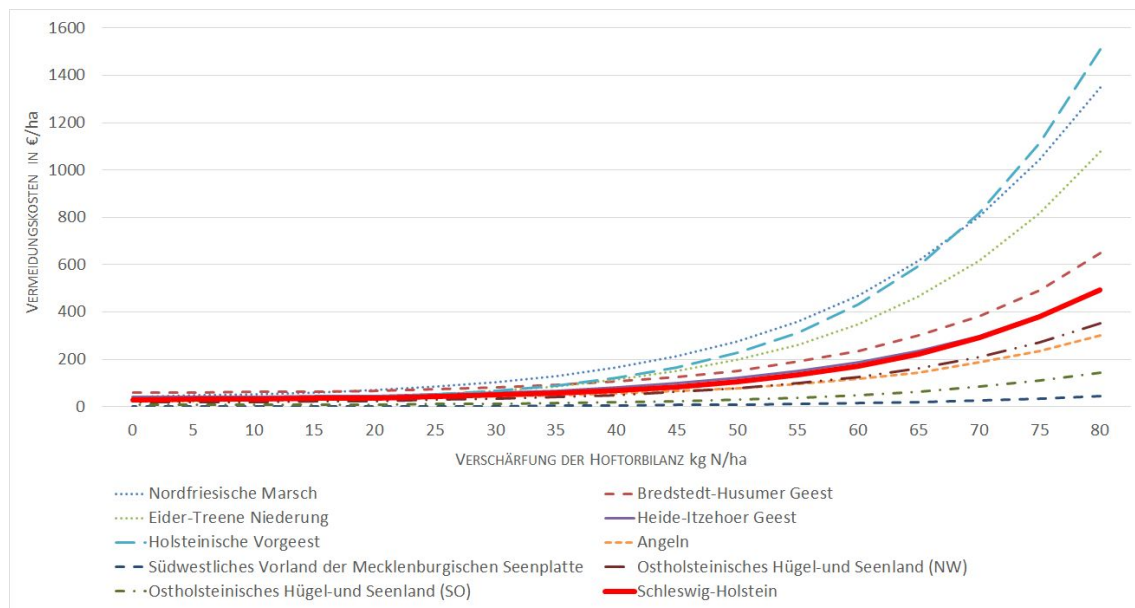


Abbildung 4.13: Vermeidungskosten für ausgewählte Regionen im Vergleich zu Schleswig-Holstein (Quelle: eigene Berechnungen)

Hoftorbilanz um 40 kg N/ha liegt der Spitzenwert der regionalen Vermeidungskosten in der „Nordfriesische Marsch“ mehr als doppelt so hoch wie der schleswig-holsteinische Durchschnitt und bei 80 kg N/ha in der „Holsteinische Vorgeest“ ca. dreimal so hoch wie der Durchschnitt. Besonders auffällig ist hierbei, dass im hinteren Drittel die Kostenfunktion der „Holsteinische Vorgeest“ sehr steil ansteigt, daher die der „Nordfriesische Marsch“ nach dem Szenario 65 kg N/ha schneidet und ab dann höhere Kosten als diese aufweist.

Für eine detaillierte Darstellung der regionalen Kostenstruktur in den Unterraumräumen, sind die Vermeidungskosten der Szenarien 20 kg N/ha, 40 kg N/ha, 60 kg N/ha und 80 kg N/ha Verschärfung der Hoftorbilanz auf vier Karten in den Abbildungen 4.14 und 4.15 aufgeführt<sup>12</sup>.

Für eine Einschränkung der Bilanz um 20 kg N/ha ist eine Konzentration von hohen Vermeidungskosten über 50 €/ha im Nordwesten von Schleswig-Holstein zu erkennen. So fallen in der „Lecker Geest“ in diesem Fall Kosten von 103 €/ha an. Darüber hinaus zeigen sich die übrigen Geestgebiete moderat durch die Einschränkung betroffen, während in den restlichen Teilen Schleswig-Holsteins eher niedrige Vermeidungskosten anfallen (Werte unter 10 €/ha verzeichnen die „Dithmarscher Marsch“, „Nordoldenburg & Fehmarn“ und das „Südwestliche Vorland der Mecklenburgischen Seenplatte“).

Bereits durch eine Verschärfung um weitere 20 kg N/ha auf insgesamt 40 kg N/ha ändert sich das regionale Gefälle der Kosten in einigen Teilen. Die ackerbaulich geprägten Regionen „Dithmarscher Marsch“, „Nordoldenburg und Fehmarn“ und das „Ostholsteinische Hügel- und Seenland (SO)“ liegen weiterhin bei Vermeidungskosten von unter 30 €/ha. In den Geestregionen steigen die Kosten deutlich an. Die höchsten Kosten erreicht hingegen die „Nordfriesische Marsch“ (166 €/ha), gefolgt von der „Lecker Geest“ (121 €/ha). Es bleibt bei der Konzentration der höchsten

<sup>12</sup>Aufgrund der großen Unterschiede der regionalen Kostenfunktionen im Verlauf der Szenarien ändert sich die Legende zwischen Abb. 4.14 und 4.15.

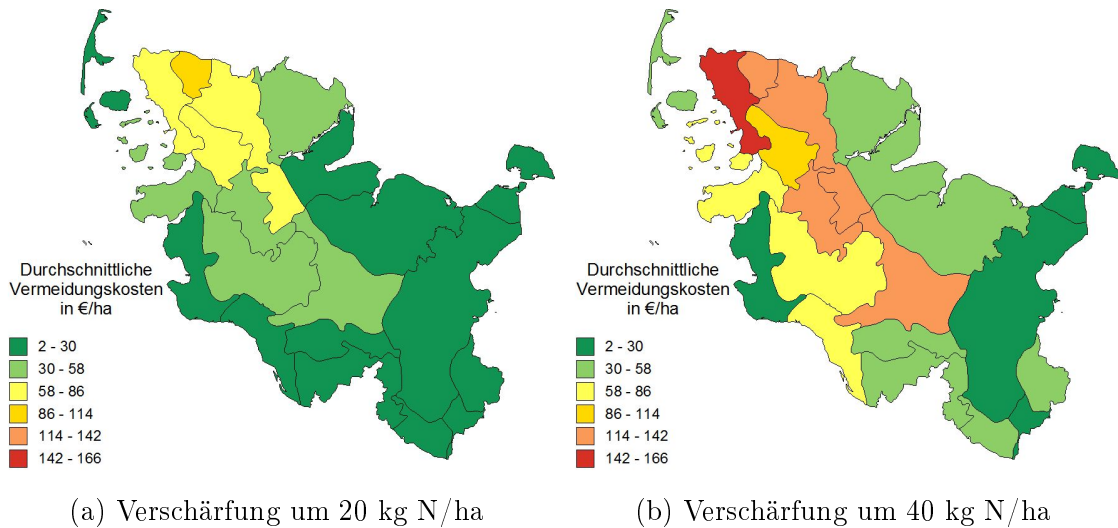


Abbildung 4.14: Durchschnittliche Vermeidungskosten der Unternaturräume für eine Verschärfung der Hoftorbilanzen um 20 kg N/ha und 40 kg N/ha (Quelle: eigene Berechnungen)

Kosten im Nordwesten von Schleswig-Holstein, mit einer zusätzlichen Ausdehnung auf dem Geestrücken in südliche Richtung. Darüber hinaus gibt es auffällige Unterschiede zwischen den Regionen bei den Kostensteigerungen zwischen den Szenarien. Den größten Kostensprung macht die „Nordfriesische Marsch“ mit 96 €/ha, gefolgt von der „Holsteinischen Vorgeest“ mit 79 €/ha zwischen den Szenarien. Die Kosten in der „Lecker Geest“ liegen bereits in Abbildung 4.14a bei 103 €/ha und steigen hingegen lediglich um 18 € für das 40 kg N/ha Szenario. Die „Eider-Treene-Niederung“ zeigt einen Sprung von 39 €/ha auf 114 €/ha für die gleichen Szenarien. Die große Spanne der Vermeidungskosten für diese beiden Szenarien (ca. 100 € im 20 kg N/ha und ca. 160 € im 40 kg N/ha Szenario) zeigen bereits den großen Einfluss von geänderten politischen Vorgaben auf die regionalen Kostenstrukturen.

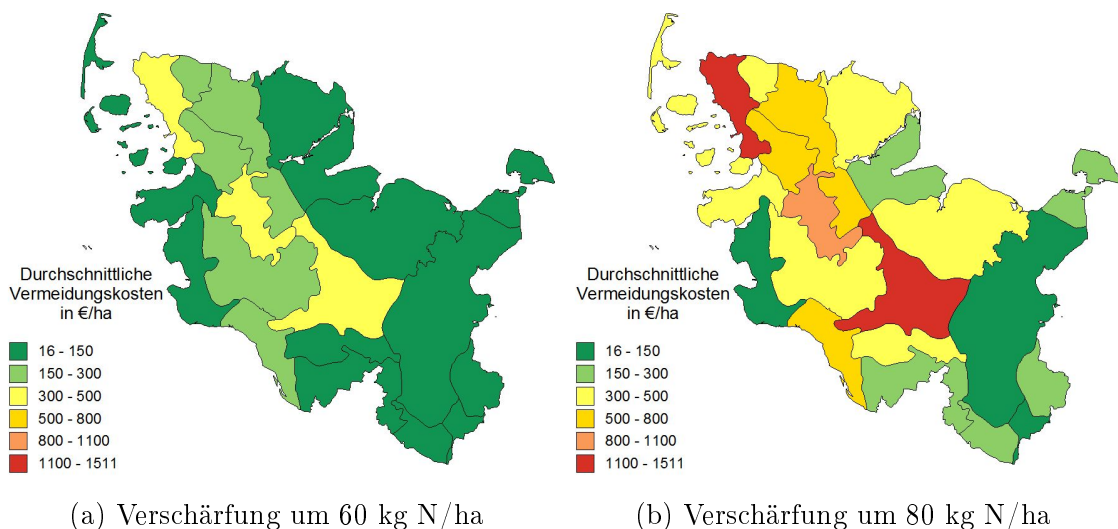


Abbildung 4.15: Durchschnittliche Vermeidungskosten der Unternaturräume für eine Verschärfung der Hoftorbilanzen um 60 kg N/ha und 80 kg N/ha (Quelle: eigene Berechnungen)

Das grundsätzliche, in Abbildung 4.14 beschriebene Kostengefälle bzw. die regionale Verteilung gilt auch für die Karten 4.15a und 4.15b. Der Geestrücken und der Nordweste bleiben aufgrund der Konzentration von Viehhaltung und Biogasanlagen am stärksten von Einschränkungen der Stickstoffüberschüsse betroffen. Durch die unterschiedlichen Verläufe der regionalen Kostenfunktionen kommt es allerdings zu einer größeren Verteilung hoher Vermeidungskosten über Schleswig-Holstein. Die „Nordfriesische Marsch“ und die „Holsteinische Vorgeest“ bleiben, wie bereits in Abbildung 4.13 dargestellt, an der Spitze der Funktionsschar und die Ackerbauregionen „Dithmarscher Marsch“, „Nordoldenburg & Fehmarn“ sowie das „Ostholsteinische Hügel- und Seenland (SO)“ liegen am unteren Ende der Kostenverteilung. Bemerkbar machen sich in den Szenarien mit höher Beschränkung allerdings Effekte im nördlichen „Ostholsteinischen Hügel- und Seenland (NW)“ oder der „Holsteinischen Elbmarsch“. Mit zunehmender Verschärfung werden die wechselseitigen Einflüsse von Tierbesatzdichte, Biogasanlagen, Betriebsgröße und Bodenqualität immer größer, so dass die Kostensteigerungen stärker streuen. Die Ergebnisse dieser Szenarien haben jedoch vorerst theoretische Aussagekraft bzw. sind für eine sehr langfristige Betrachtung von Relevanz. Politisch relevant sind vor allem die zuerst behandelten Szenarien bis zu einem  $z$  von 40 kg N/ha.

### 4.4.3 Marginale Vermeidungskosten

Die marginalen Vermeidungskosten, bezogen auf eine zusätzliche eingesparte Einheit N je Hektar, werden dazu verwendet, die effizientesten Anpassungsreaktionen landwirtschaftlicher Betriebe infolge einer verschärften Hoftorbilanz zu analysieren. Diese marginalen Effekte bzw. Grenzvermeidungskosten sind insbesondere für die am Ende des Kapitels behandelte Modellierung der *Vertragsnachhaltigkeit* notwendig. Aufgrund der starken Unterschiede zwischen Betrieben mit und ohne Biogasanlagen wird die aus Abschnitt 4.4.1 bekannte, getrennte Darstellung für diese Betriebstypen auch in den folgenden Abbildungen gewählt.

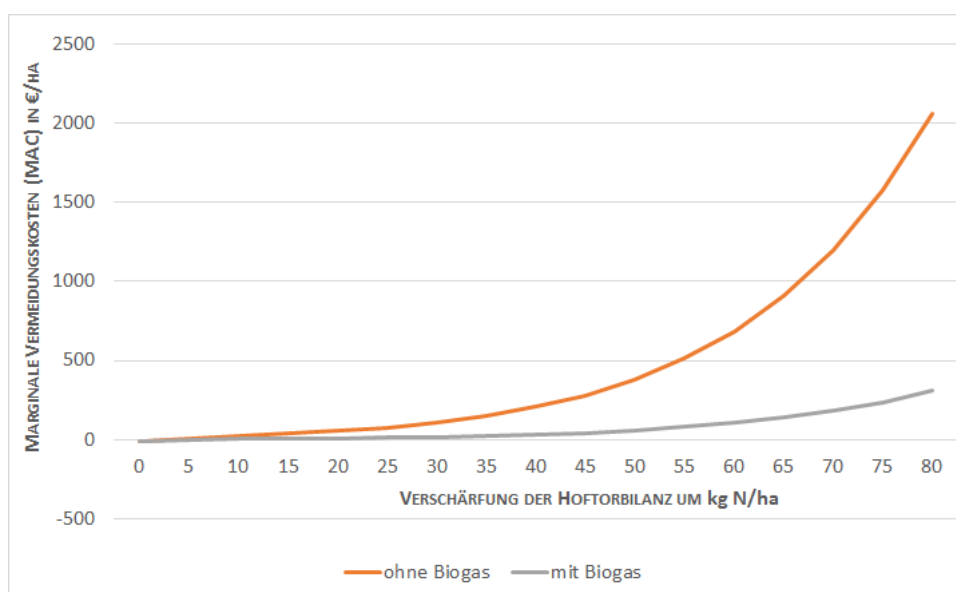


Abbildung 4.16: Marginale Vermeidungskosten mit und ohne Biogasanlagen (Quelle: eigene Berechnungen)

Die Kurven in Abbildung 4.16 zeigen einen ähnlichen Zusammenhang wie Schaubild 4.11a. Die Grenzvermeidungskosten liegen allerdings um den Faktor fünf über den totalen Vermeidungskosten. Für Betriebe ohne Biogasanlage liegen die marginalen Vermeidungskosten wiederum deutlich über denen von Betrieben mit einer Biogasanlage. Ab 20 kg N/ha Verschärfung liegen die Grenzkosten dieser Betriebe bereits über 50 €/ha und für 40 kg N/ha bei über 200 €/ha, während Biogasbetriebe in diesen Fällen lediglich Grenzkosten von 9 €/ha bzw. 33 €/ha haben. Genau wie für die totalen Kosten werden allerdings zwei unterschiedliche Gruppen von Betrieben verglichen, denn wie in Abschnitt 4.4.1 gezeigt, scheiden Betriebe mit Biogasproduktion durch die Verschärfung der Hoftorbilanz häufig aus der Produktion aus. Bei den totalen Vermeidungskosten ist es nötig und möglich gewesen die einzelnen Regime und letztendlich eine Kombination von ausscheidenden und produzierenden Biogasbetrieben zu analysieren. Dadurch konnten die totalen Kosten und Auswirkungen für Betriebe mit Biogasproduktion durch die Stickstoffüberschussbegrenzung umfassend dargestellt werden. Für marginale Effekte ist die Betrachtung der ausscheidenden Betriebe hingegen nicht weiter relevant. Ist ein Betrieb in Folge einer schärferen Hoftorbilanz aus der Produktion ausgeschieden, bleiben seine Kosten bei einer weiteren Anhebung der Restriktion konstant und die marginalen Vermeidungskosten sind somit gleich Null. Diese Betriebe sind für die insgesamt anfallenden Kosten infolge der Nachhaltigkeitspolitik wichtig, für eine Grenzbetrachtung liefern sie allerdings keine weiteren Informationen (vgl. LENGERS et al., 2014).

### **Betriebstypen**

Die gezeigten Effekte variieren sowohl über die verschiedenen Betriebstypen, als auch über die Betriebsgrößen. Daher sind in Abbildung 4.17 die Grenzkosten der Vermeidung für die Betriebstypen: Milchviehhaltung, Schweinehaltung, Marktfruchtbau und Futterbau aufgeführt. In den vier Diagrammen ist zu erkennen, dass sich die Grenzvermeidungskosten der einzelnen Betriebstypen klar unterscheiden und insbesondere intensive Tierhaltung diese Kosten extrem ansteigen lässt. Im Maximum liegen die marginalen Vermeidungskosten für Schweinebetriebe bei 5.000 €/ha. Sowohl Marktfruchtbetriebe, als auch auf Futterbau spezialisierte Betriebe haben im Durchschnitt um den Faktor 10 niedrigere Grenzkosten als tierhaltende Betriebe. Außerdem unterscheiden sich die Typen darin welche Auswirkung die Existenz einer Biogasanlage auf den Betrieb ausübt. Am auffälligsten zeigt sich, dass Betriebe mit Schweinen deutlich niedrigere Grenzkosten haben, wenn sie eine Biogasanlage betreiben. Bei diesen Betrieben steigen die Grenzkosten im Mittel von -2,7 €/ha bei einer Stickstoffüberschussbeschränkung um 5 kg N/ha auf 160 €/ha bei 80 kg N/ha, bei Betrieben ohne Biogasproduktion hingegen von 27 €/ha bei 5 kg N/ha auf 4.979 €/ha bei 80 kg N/ha. Auf vergleichbar hohe Grenzkosten kommen sonst nur Milchviehbetriebe mit Werten zwischen 2.000 €/ha und 3.000 €/ha für eine Verschärfung der Hoftorbilanz um 80 kg N/ha. Für die Milchviehbetriebe zeigt die Biogasproduktion einen umgekehrten Effekt, so dass Betriebe mit Biogasproduktion höhere Grenzvermeidungskosten haben als welche ohne Biogasproduktion. Dieser Effekt ist allerdings deutlich weniger ausgeprägt als die positiven Auswirkungen der Biogasproduktion bei Schweinebetrieben. Für Marktfrucht- und Futterbaubetriebe ist der Effekt grundsätzlich wie für schweinehaltende Betriebe, die Kosten sinken allerdings deutlich weniger durch das Vorhandensein einer Biogasanlage. Grenzkosten

größer 200 €/ha bei einer Überschusseinsparung von 40 kg N/ha weisen nur Milchviehbetriebe mit und ohne Biogasanlage (277 €/ha und 317 €/ha) und Schweinehaltende Betriebe ohne Biogasanlage (455 €/ha) auf.

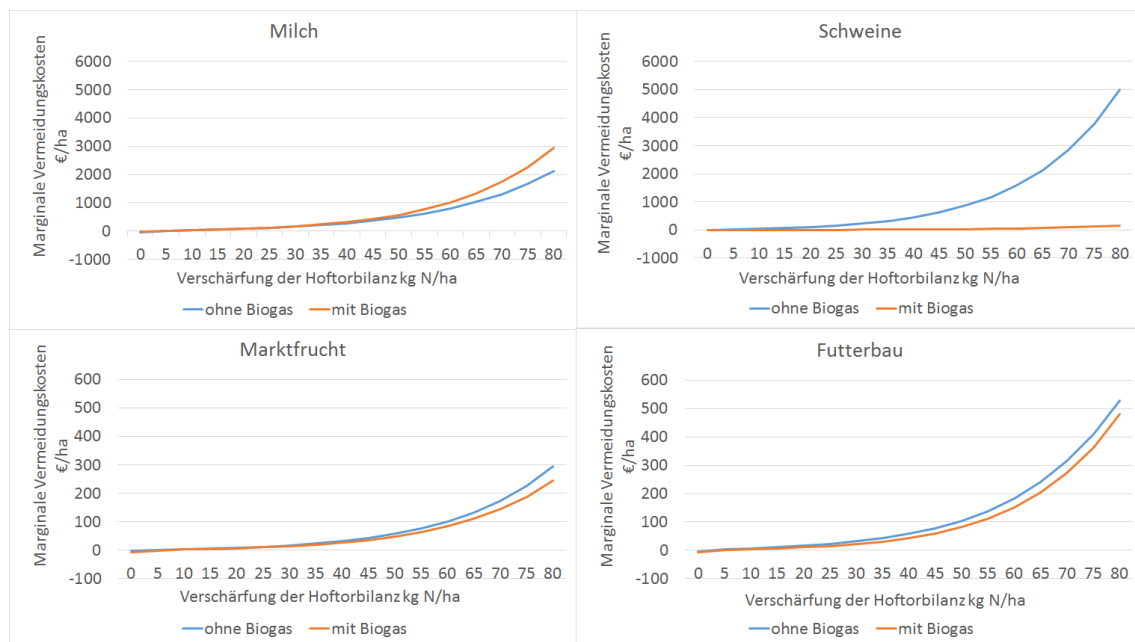


Abbildung 4.17: Marginale Vermeidungskosten für unterschiedliche Betriebstypen mit und ohne Biogasanlagen (Quelle: eigene Berechnungen)

### Betriebsgrößen

Die Betriebsgröße spielt nicht nur für das Ausscheiden der Betriebe aus der Produktion eine Rolle, sondern auch die marginalen Vermeidungskosten sind eindeutig von der Betriebsgröße bzw. der bewirtschafteten Fläche abhängig. So ist in Abbildung 4.18 zu erkennen, dass sehr kleine Betriebe ohne Biogasanlage, mit weniger als 60 ha Fläche die mit Abstand höchsten Grenzkosten aufweisen. Sie liegen ca. dreimal so hoch wie die durchschnittlichen Grenzvermeidungskosten aller Betriebe ohne Biogasproduktion. Für alle anderen Betriebsgrößen, egal ob mit oder ohne Biogasanlage liegen die Werte durchgehend unter 1.000 €/ha; weiterhin mit dem Zusammenhang: je größer der Betrieb, desto niedriger die Kosten.

Betriebe unter 100 ha Fläche mit Biogasanlagen, steigen auf Grund der Hoftorbilanzeinschränkung ab einem gewissen Punkt aus der Produktion aus. Daher können nur für Biogasbetriebe größer 100 ha die marginalen Effekt betrachtet werden. Vergleicht man die Betriebsgrößen 100 - 200 ha und > 200 ha mit und ohne Biogas, sind nur geringe Unterschiede festzustellen. Die durchschnittlichen marginalen Vermeidungskosten der Größenklasse 100 - 200 ha mit Biogas liegen für den Kurvenverlauf ab 50 kg N/ha leicht über den Kosten der gleichen Gruppe ohne Biogasanlage. Bei 50 kg N/ha liegen die Grenzkosten dieser Größenklasse bei ca. 102 €/ha und steigen für Betriebe mit Biogasanlage auf 548 €/ha bei Einsparungen von 80 kg N/ha, im Vergleich zu 480 €/ha für Betriebe ohne Biogas. Große Betriebe mit über 200 ha Fläche profitieren durchgehend von Biogasproduktion mit Grenzkosten von 160 €/ha bei einer Überschussminderung von 80 kg N/ha gegenüber 390 €/ha von vergleichbaren Betrieben ohne Biogasnutzung.

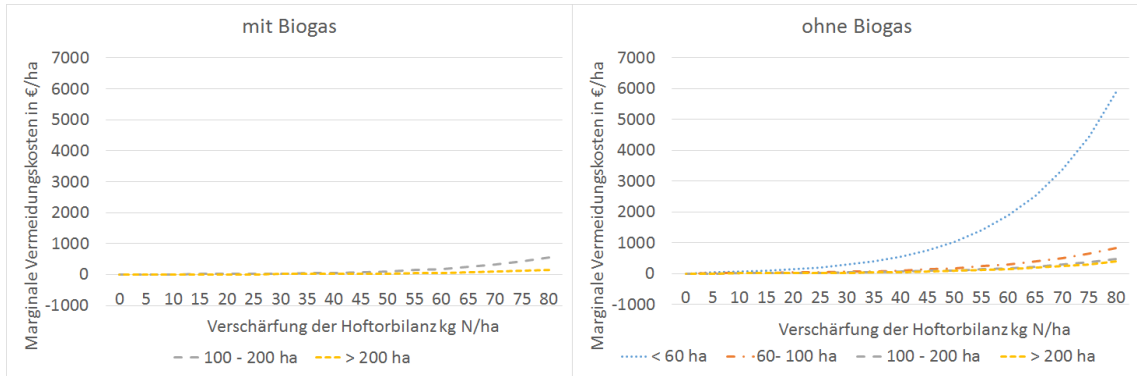


Abbildung 4.18: Marginale Vermeidungskosten für unterschiedliche Betriebsgrößen mit und ohne Biogasanlagen (Quelle: eigene Berechnungen)

Die beschriebenen Effekte für alle Betriebstypen zeigen sich in ähnlicher Form ebenfalls für die Untergruppe der Schweine haltenden Betriebe. Auffällig ist allerdings erstens, dass kleine Schweinebetriebe ohne Biogasproduktion unter 60 ha um den Faktor 2,5 höhere marginale Vermeidungskosten aufweisen als der Durchschnitt aller Betriebe. Die anderen zwei bzw. drei Größenklassen zeigen ähnliche Grenzvermeidungskosten wie die Durchschnittswerte aller Betriebe. Zweitens weisen die Betriebe mit Biogasnutzung für beide Größen (100 - 200 ha und > 200 ha) grundsätzlich niedrigere Grenzkosten als ohne Biogasanlage auf. Für Einsparungen von 80 kg N/ha<sup>13</sup> und die Größenklasse 100 - 200 ha betragen die Grenzvermeidungskosten jeweils 194 €/ mit Biogas und 370 €/ha ohne Biogas; Für mehr als 200 ha Fläche 144 €/ha mit und 248 €/ha ohne Biogasproduktion. Für eine Hoftorbilanz von 40 kg N/ha liegen die Kosten bei 24 €/ha mit und 38 €/ha ohne Biogasanlage für Betriebe zwischen 100 - 200 ha, sowie bei 16 €/ha mit und 29 €/ha ohne Biogasanlage für Betriebe größer 200 ha.

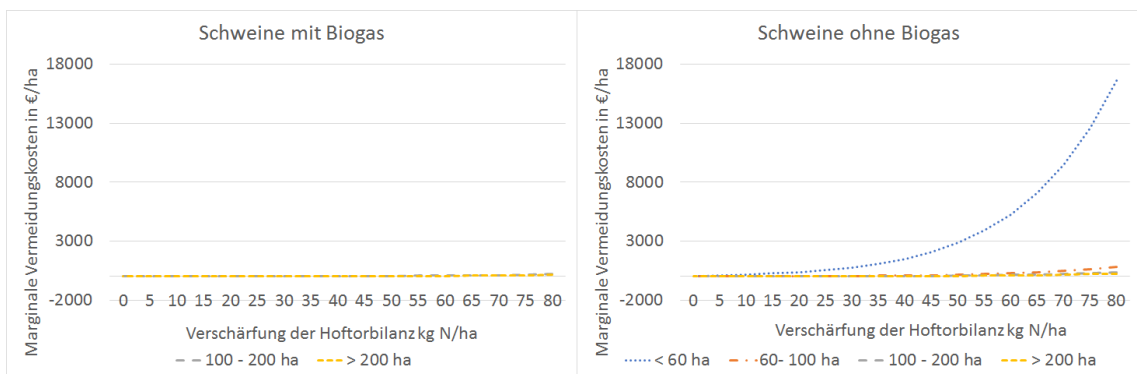


Abbildung 4.19: Marginale Vermeidungskosten für unterschiedlich große Schweinebetriebe mit und ohne Biogasanlagen (Quelle: eigene Berechnungen)

Milchviehbetriebe weichen in mehreren Punkten von diesem Schema ab. Angefangen bei Milchbetrieben ohne Biogasnutzung zeigt sich, dass die Grenzvermeidungskosten für Betriebe unter 60 ha durchweg niedriger ausfallen als für den Durch-

<sup>13</sup>Als Erinnerung an dieser Stelle: Einsparungen von 80 kg N/ha, also  $z=80$  kg N/ha entsprechen einem zulässigen Hoftorbilanzüberschuss von 0 kg N/ha

schnitt über alle Betriebe dieser Größe (vgl. Abbildung 4.20 und 4.18). Alle anderen Milchvieh-Größenklassen weisen etwa dreimal so hohe marginale Vermeidungskosten wie der Durchschnitt auf. Darüber hinaus fällt auf, dass Milch erzeugende Betriebe zwischen 100 - 200 ha über die niedrigsten Grenzvermeidungskosten dieses Betriebs-typs verfügen und nicht wie in allen andern Fälle die größten Betriebe mit mehr als 200 ha Fläche. Diese Tatsache spiegelt den geringen Anteil an Milchviehbetrieben über 200 ha und die Konzentration dieser Betriebe auf dem nördlichen Geestrücken sowie im ostholsteinischen Hügelland wieder und zeigt daher vor allem regionale Effekt auf. Biogasbetriebe mit Milchviehhaltung, die durchgehend produzieren kommen nur in der Klasse 100 - 200 ha vor und die marginalen Vermeidungskosten dieser Betrieb weichen von anderen Betriebstypen mit gleicher Flächenausstattung ab. Die Grenzkosten dieser Betriebe liegen über denen der gleichen Größenklasse ohne Biogasanlage und übertreffen sogar die Grenzkosten der Milchviehbetriebe zwischen 60 - 100 ha ohne Biogasnutzung. Milchviehbetriebe in Verbindung mit Biogasnutzung unterscheiden sich damit nicht nur in der hohen Anzahl an ausscheiden Betrieben bei einer Verschärfung der Hoftorbilanz, sondern auch durch höhere marginale Vermeidungskosten im Vergleich sowohl zum Gesamtdurchschnitt und als auch zu Schweine haltenden Betrieben.

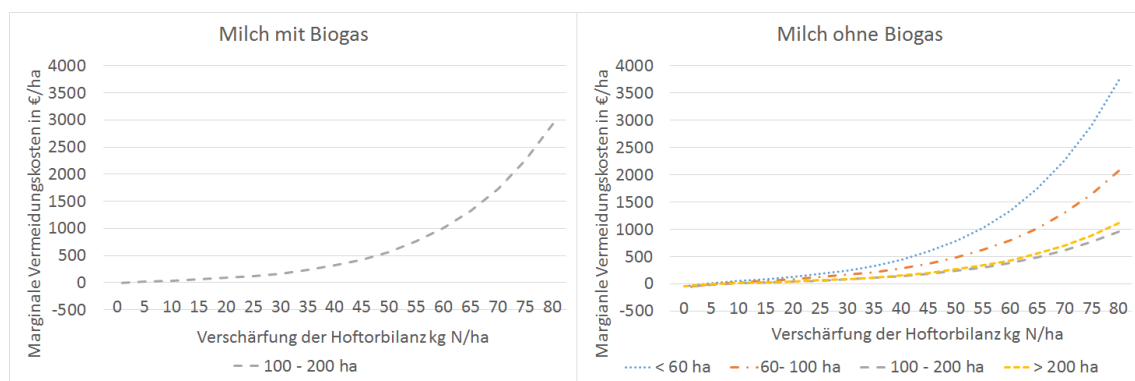


Abbildung 4.20: Marginale Vermeidungskosten für unterschiedlich große Milchviehbetriebe mit und ohne Biogasanlagen (Quelle: eigene Berechnungen)

Für die an dieser Stelle nicht im Detail dargestellten Marktfrucht- und Futterbaubetriebe ist festzuhalten, dass die Grenzkosten der Vermeidung für unterschiedliche Größen relativ dicht an den Werten des Gesamtdurchschnitt liegen. Für beide Betriebstypen trifft zu, dass mit steigender Betriebsfläche die Grenzvermeidungskosten abnehmen und Betriebe mit mehr als 200 ha Fläche niedrigere Grenzkosten mit Biogasanlage haben als ohne.



## 4.5 Auswertung verschiedener Politikimplementationen

Im Folgenden werden verschiedene Verfahren zur Einführung einer Nachhaltigkeitspolitik, mit dem Ziel Stickstoffüberschüsse zu begrenzen, analysiert. Die drei in Kapitel 3.3 beschriebenen Implementationsverfahren werden mit Hilfe der beschriebenen Kostenfunktion dargestellt und verglichen. Begonnen wird mit der *Regulierung* und der damit eng verknüpften *kompensierten Ökologisierung*, darauf folgt die *Vertragsnachhaltigkeit* und ein Vergleich der Budgetkosten und der volkswirtschaftlichen Effizienz. Die *Regulierung* dient dabei als Benchmark um die Budgetkosten und Effizienz bewerten zu können.

### 4.5.1 Regulierung und kompensierte Ökologisierung

#### Regulierung

Mit Hilfe der ermittelten Kostenfunktion können die (Gesamt-)kosten einer Einsparung von Stickstoffüberschüssen, umgesetzt als *Regulierung* direkt berechnet werden. Der Definition in Tabelle 3.2 folgend, handelt es sich bei der *Regulierung* konkret um eine vom Staat festgelegte maximal zulässige Hoftorbilanz die jeder Betrieb in Schleswig-Holstein einhalten muss. Wird eine solche Beschränkung als *Regulierungs-*Maßnahme umgesetzt, ergeben sich die in Tabelle 4.8 aufgeführten Gesamtkosten für die unterschiedlichen Hoftorbilanzen in Schleswig-Holstein (volkswirtschaftliche Kosten der Regulation). Die Festlegung einer maximalen Hoftorbilanz lässt sich wiederum als Verschärfung gegenüber dem Status-quo bzw. einer Einsparung an Stickstoffüberschüssen ( $z$ ) interpretieren<sup>14</sup>. Die ermittelten Gesamtkosten im Land werden dabei anhand der Kostenfunktionen der 416 Modellbetriebe, multipliziert mit der jeweiligen Betriebsfläche und der Anzahl an Betriebe in der jeweiligen Gruppenklasse ermittelt. (Zur besseren Einordnung sind zusätzlich die durchschnittlichen Kosten je Hektar aufgeführt.)

Eine Einsparung von 5 kg N/ha führt zu relativ moderaten 33 €/ha oder zu Gesamtkosten von 30.620.438 € in Schleswig-Holstein. Ein vollständiges Verbot von Stickstoffüberschüssen verzehnfacht diesen Betrag auf 300.785.732 €. Diese Zahlen lassen sich am besten in Relation zur Summe der in Schleswig-Holstein ausbezahlten Direktzahlungen setzen. 2014 wurden in Schleswig-Holstein im Durchschnitt 360 €/ha an Direktzahlungen entrichtet (BMEL, 2015). Anhand der landwirtschaftlichen Fläche in Schleswig-Holstein von ca. 919.000 ha (Gesamtfläche des Modells) ergeben sich als Summe der Direktzahlungen 275.706.300 €. Für ein Stickstoffeinschränkung durch *Regulierung* würden bei einem zulässigen N-Überschuss von 0 kg/ha, auf Seiten der Landwirtschaft Kosten anfallen die in der Größenordnung den gesamten in Schleswig-Holstein gezahlten Direktzahlungen entsprechen.

Wie in Abschnitt 4.4.2 gezeigt, verteilen sich, vor allem aufgrund von unterschiedlichen Viehdichten und Biogasproduktion, die Vermeidungskosten regional sehr unterschiedlich. Um diese Unterschiede für die Politik der *Regulierung* zu verdeutlichen, sind die Kosten je Hektar in den vier Hauptnaturräumen in Abbildung 4.21 aufgeführt. Das Hügelland mit seiner stark ackerbaulich geprägten Struktur zeigt

<sup>14</sup>Zur wiederholten Verdeutlichung des Zusammenhanges zwischen Hoftorbilanz und  $z$ , sind, wo aus Platzgründen möglich, beide Skalen angegeben.

Tabelle 4.8: Gesamtkosten und Kosten je ha der Stickstoffüberschussbegrenzung durch Regulierung und Kompensation

<b>Hoftorbilanz SH</b>	<b>z</b>	<b>Gesamtkosten</b>	<b>Kosten je ha</b>
kg N/ha	kg N/ha	in €	in €
0	80	300.785.732	327
5	75	235.491.633	256
10	70	184.367.926	201
15	65	145.371.497	158
20	60	115.832.005	126
25	55	93.796.812	102
30	50	76.585.672	83
35	45	63.731.750	69
40	40	54.278.273	59
45	35	47.199.748	51
50	30	41.922.060	46
55	25	37.883.921	41
60	20	34.780.396	38
65	15	32.552.287	35
70	10	31.158.629	34
75	5	30.620.438	33

Quelle: eigene Berechnungen

die niedrigsten Kosten pro Hektar und die Vorgeest sowie Hohe Geest weisen dem gegenüber drei- bis viermal so hohe Kosten auf. Die Marsch verhält sich bis zu einer Stickstoffeinsparung von ca. 30 kg N/ha ähnlich wie das Hügelland und zeigt ab diesem Szenario überproportionale Steigerung der Kosten, die zu einer Annäherung an den Kurvenverlauf der Geestgebiete führt.

Die in Tabelle 4.8 und Abbildung 4.21 dargestellten Kosten entsprechen den Kosten unter der Angebotsfunktion in Abbildung 3.2a (siehe Abschnitt 3.3), sie sind also gerade die Kosten der Produzenten, die infolge der *Regulierung* anfallen bzw. die Kosten die der Volkswirtschaft durch die *Regulierung* der landwirtschaftlichen Betrieben entstehen. Hypothetisch betrachtet entspricht dies genau der gesamten Kompensationssumme, die der Staat aufwenden müsste, wenn er die tatsächlich anfallenden Kosten jedes Betriebes kennen würde und diese exakt ausgleichen würde. Diese Informationen liegen allerdings in der Regel nicht vor und eine individuelle ausgestaltete Kompensation wäre sehr wahrscheinlich verwaltungstechnisch aufwendig und schwer politisch durchsetzbar. Für einen möglichen Ausgleich der Kosten auf Produzentenseite wird daher, das als realistischer erachtete Verfahren der *kompensierte Ökologisierung* analysiert.

### Kompensierte Ökologisierung

Für die *kompensierte Ökologisierung* im Sinne der Definition aus Abschnitt 3.3 (Tabelle 3.2) gilt, dass die Einführung einer strengeren Hoftorbilanz durch einen pauschalen Betrag an alle landwirtschaftlichen Betriebe kompensiert wird. Es wird genau wie bei der *Regulierung* eine allgemeine, für jeden Betrieb gleichermaßen gültige,

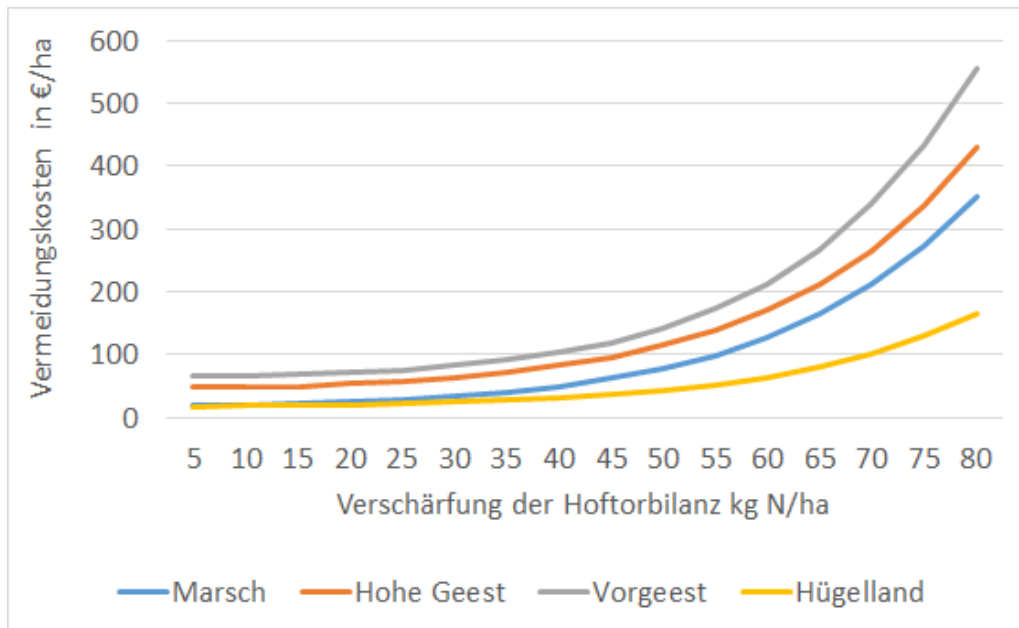


Abbildung 4.21: Kosten der Regulierung je Hektar in den Hauptnaturräumen (Quelle: eigene Berechnungen)

maximal zulässige Hoftorbilanz eingeführt bzw. ein zu produzierendes  $z$  vorgegeben. Die durchschnittlichen in Schleswig-Holstein anfallenden Kosten für eine solche Maßnahme werden in diesem Fall als Grundlage für eine pauschale Ausgleichszahlung herangezogen. Der Staat bezahlt pro Hektar an jeden landwirtschaftlichen Betrieb einen festen Betrag. In wie weit die Höhe einer solchen pauschalen Kompensierung in der Realität bestimmt werden würde, ist nicht genau bekannt. Die Festlegung auf einen durchschnittlichen Wert, der sich anhand von statistischen Daten, Handbuchdaten oder Fallstudien ermitteln lässt, wird an dieser Stelle als realistisch angenommen. Ergebnis eines solchen Vorgehens wäre, dass von staatlicher Seite ein Budget in Höhe der pauschalen Kompensierung je Hektar mal der beteiligten landwirtschaftlichen Fläche aufgebracht werden muss. Anhand der Modellergebnisse kann der durchschnittliche Wert bestimmt werden und wird in dieser Arbeit als pauschale Kompensation verwendet. Unter dieser getroffenen Annahme beträgt die Höhe des Budgets gerade der durchschnittlichen Kostenfunktion von Schleswig-Holstein multipliziert mit der Landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) von Schleswig-Holstein. Die Höhen der pauschalen Kompensationen entsprechen somit gerade die in Tabelle 4.8 aufgeführten Kosten je ha und das Budget der *kompensierte Ökologisierung* ist gleich den Gesamtkosten der *Regulierung*.

Wie Abbildung 3.2b zeigt, kommt es durch die durchschnittliche Kompensierung der Kosten allerdings zu einer Umverteilung unter den beteiligten Betrieben. Die Betriebe mit Vermeidungskosten unterhalb der pauschalen Auszahlung werden überkompensiert und erhalten eine positive Rente. Betriebe mit Kosten über der Kompensierung werden unterkompensiert. Da die Kompensation per Annahme auf den Durchschnittswert gesetzt ist, entspricht die Summe der positiven Renten auf der einen Seite der Summe der negativen Renten auf der anderen Seite. In Tabelle 4.9 ist die Summe der Über- bzw. Unterkompensation (Rente) für Schleswig-Holstein, ebenfalls als Betrag je Hektar aufgeführt. In der letzten Spalte der Tabelle ist zusätzlich der Anteil der Gesamtrente am ausgezahlten Budget angegeben. Auffällig

ist, dass mit zunehmender Einschränkung der Hoftorbilanz die Rente einen immer kleineren Anteil am Budget ausmacht.

Tabelle 4.9: Gesamtrente, Rente je ha und Anteil der Rente an den Gesamtkosten

<b>Hoftorbilanz SH</b>	<b>z</b>	<b>Rente</b>	<b>Rente je ha</b>	<b>Anteil an Kosten</b>
kg N/ha	kg N/ha	in €	in €	in %
0	80	149.004.018	162	50
5	75	117.834.497	128	50
10	70	93.398.952	102	51
15	65	74.833.128	81	51
20	60	60.854.559	66	53
25	55	50.585.229	55	54
30	50	42.518.255	46	56
35	45	36.631.212	40	57
40	40	32.496.698	35	60
45	35	29.602.914	32	63
50	30	27.729.429	30	66
55	25	26.336.001	29	70
60	20	25.309.429	28	73
65	15	24.574.016	27	75
70	10	24.128.247	26	77
75	5	23.961.375	26	78

Quelle: eigene Berechnungen

Die regionalen Auswirkungen dieses Umverteilungseffektes werden anhand der Nettorenten in den Abbildungen 4.22 bis 4.25 dargestellt. Die Nettorente ist dabei die Differenz aus den Summen der positiven und negativen Renten über die Betriebe in einer Region bzw. einer Größen- oder Betriebsklasse. In Abbildung 4.22 zeigen sich für die vier Hauptnaturräume deutliche Unterschiede bezüglich der Umverteilungseffekte. Das Hügelland ist in Summe eindeutig ein Profiteur der pauschalen Kompensierung mit durchgehend positiven Nettorenten und stark ansteigenden Werten ab einer Einsparung von 40 kg N/ha. Die Geestregionen werden hingegen, aufgrund der im Vergleich zu den durchschnittlichen Kosten höheren Vermeidungskosten unter kompensiert. Besonders die Vorgeest zeigt für die stärksten Einschränkungen der Stickstoffüberschüsse relative hohe negative Nettorenten. Die Marsch zeigt weniger eindeutige Ergebnisse, für niedrige z werden positive Nettorenten erzielt und ab einer Verschärfung von 55 kg N/ha sinken die Nettorenten unter Null.

Die Streuung der Nettorenten über die einzelnen Regionen wird anhand ausgewählter Unternaturräume in Abbildung 4.23 näher beleuchtet. Die „Eider-Treene-Niederung“ und die „Holsteinische Vorgeest“ zeigen einen ähnlichen Verlauf wie die Hauptnaturräume Hohe Geest und Vorgeest in denen sie liegen. Die beiden Unternaturräume starten jedoch mit Nettorenten um 0 €/ha und zeigen eine noch stärkere Abnahme der Nettorenten über die Szenarien als die entsprechenden Hauptnaturräume. Ähnliches gilt für das „Ostholsteinische Hügel- und Seenland (SO)“ und das „Südwestliche Vorland der Mecklenburgischen Seenplatte“ mit Bezug auf die Nettorenten des Hügellandes. Diese beiden Regionen zeigen einen ähnlichen Verlauf wie

der Hauptnaturraum sowie höhere Nettorenten für die stärksten Stickstoffeinsparungen. Auffällig sind die Unternaturräume „Schleswiger Geest“ und „Lecker Geest“. Die „Schleswiger Geest“ zeigt konstant negative Nettorenten von ca. -80 €/ha, während die „Lecker Geest“ bis zu einem z von 50 kg N/ha negative Nettorenten von ca. -100 €/ha aufweist und ab dann stark ansteigende Nettorenten zeigt. Für die „Lecker Geest“ gilt somit, dass die durchschnittlichen Vermeidungskosten von Schleswig-Holstein sehr viel stärker über die Szenarien ansteigen als die Kosten in diesem Unternaturraum.

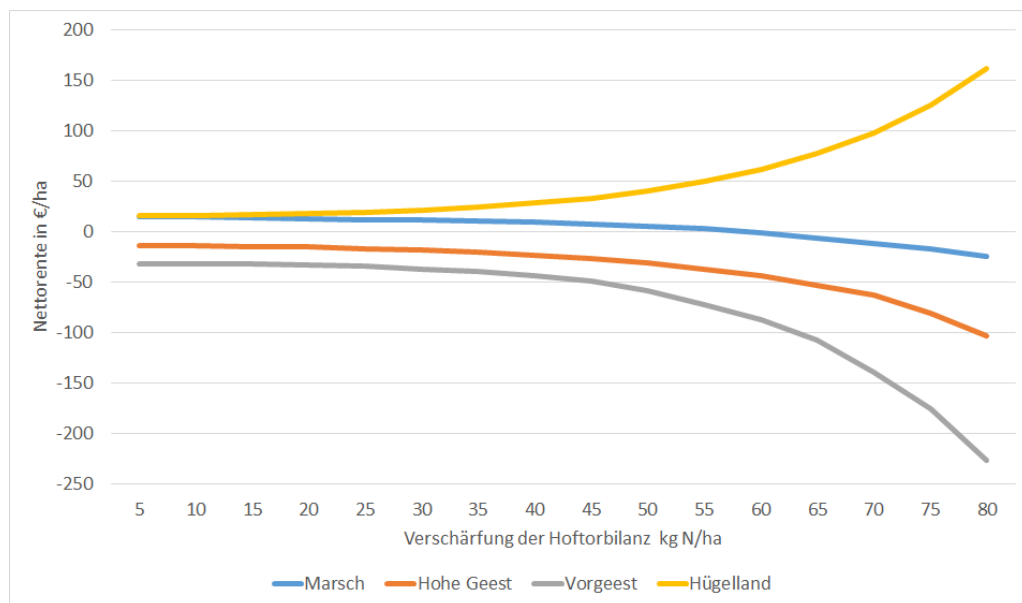


Abbildung 4.22: Nettorenten je Hektar in den Hauptnaturräumen bei kompensierter Ökologisierung (Quelle: eigene Berechnungen)

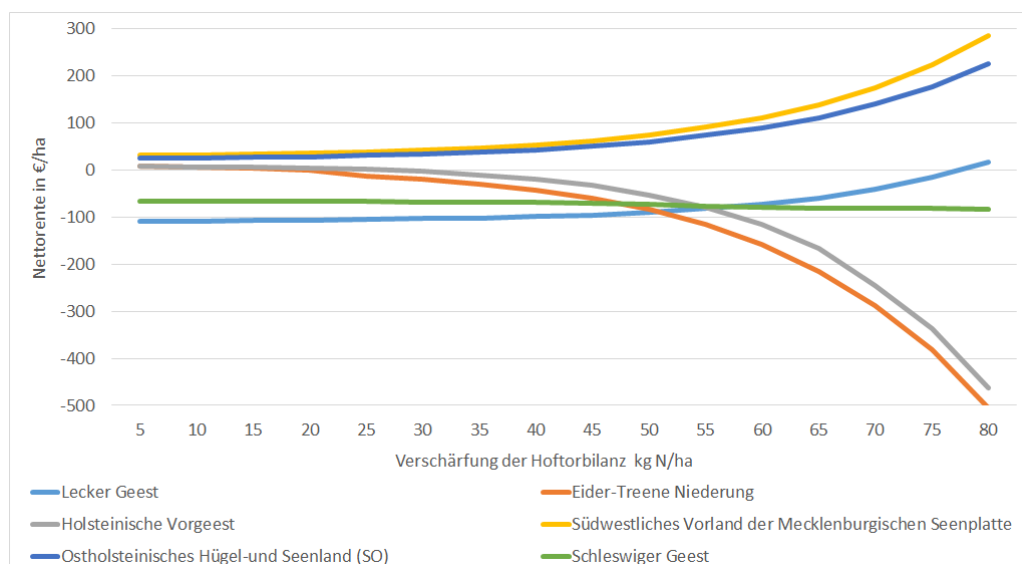


Abbildung 4.23: Nettorenten je Hektar in ausgewählten Unternaturräumen bei kompensierter Ökologisierung (Quelle: eigene Berechnungen)

In Abbildung 4.24 werden die Nettorenten der vier Betriebsgrößenklassen des Modells gezeigt. Bis zu einer Verschärfung der Hoftorbilanz um 30-35 kg N/ha ist der

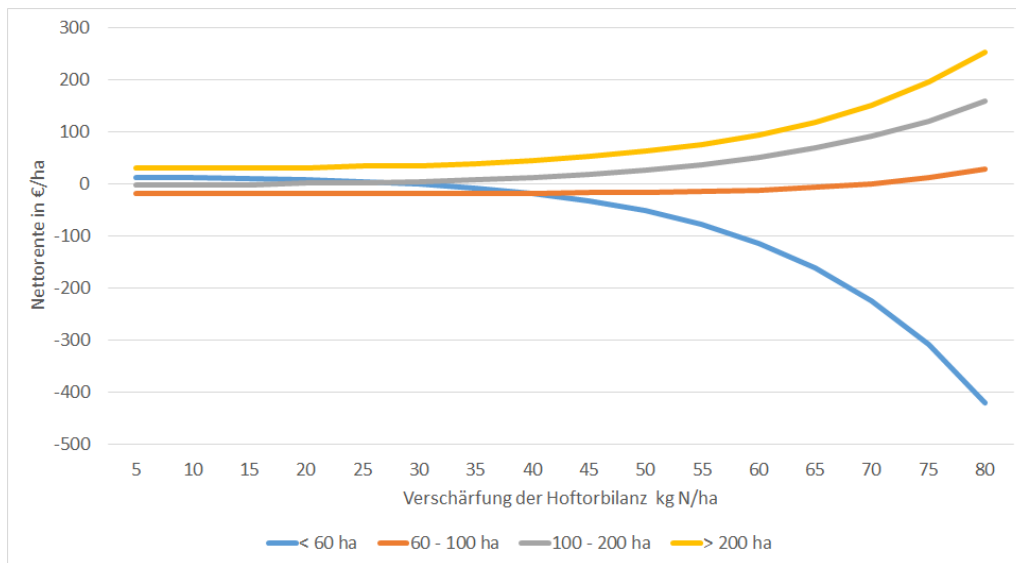


Abbildung 4.24: Nettorenten je Hektar für Betriebsgrößen bei kompensierter Ökologisierung (Quelle: eigene Berechnungen)

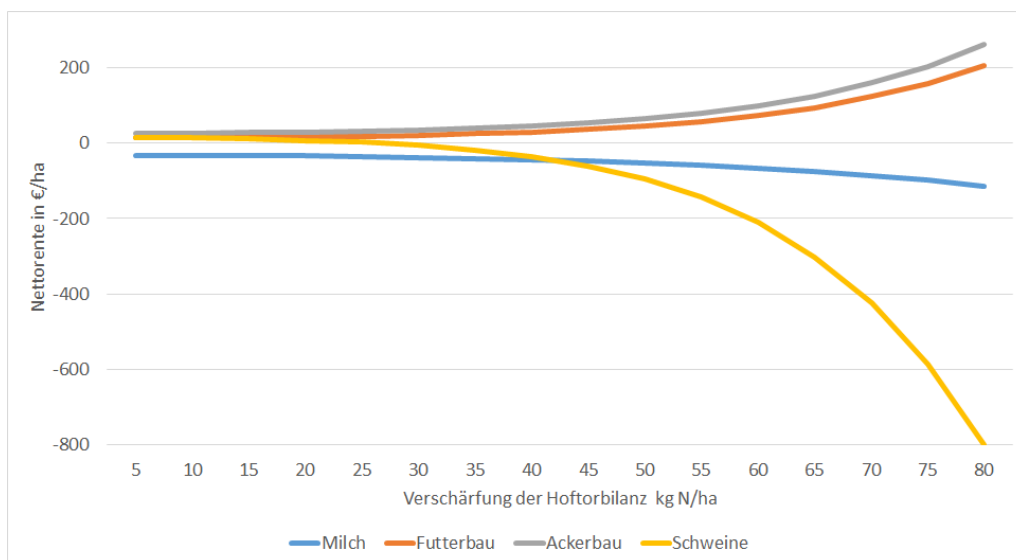


Abbildung 4.25: Nettorenten je Hektar für Betriebstypen bei kompensierter Ökologisierung (Quelle: eigene Berechnungen)

Einfluss der Betriebsgröße nicht eindeutig. Kleine Betriebe mit weniger als 60 ha Betriebsfläche und mittelgroße Betriebe mit 100-200 ha Fläche haben Nettorenten von nahe Null. Betriebe zwischen 60-100 ha zeigen hingegen negative Nettorenten während große Betriebe mit mehr als 200 ha Betriebsfläche positive Nettorenten von ca. 40 €/ha aufweisen. Ab dem Szenario 40 kg N/ha Stickstoffüberschusseinsparung sind die Größeneffekte wesentlich eindeutiger. Kleine Betriebe zeigen stark abnehmende Nettorenten, Betriebe zwischen 60-100 ha um 0 €/ha und Betriebe über 100 ha weisen positive Nettorenten auf.

Für die unterschiedlichen Betriebstypen in Grafik 4.25 ist zu erkennen, dass Betriebe mit vorwiegend Pflanzenbau von der *kompensierten Ökologisierung* profitieren und in Summe positive Renten erzielen. Tierhaltende Betriebe hingegen werden unter kompensiert. Milchviehbetriebe zeigen eine relativ gleichbleibende negative Nettorente, die erst für die extremsten Szenarien weiter absinkt. Wie anhand der in Abschnitt 4.4 gezeigten Kostenfunktionen erwartbar ist, sind schweinehaltende Betriebe am stärksten betroffen. In der Kombination von Größe und Typ wird deutlich, dass insbesondere kleine Schweinebetriebe durch eine pauschale Kompensierung schlechter gestellt werden und Vermeidungskosten haben die nur zu einem sehr geringen Teil ausgeglichen werden. Große Ackerbau Betriebe können hingegen durch aus „Gewinne“ durch eine derartige Maßnahme erzielen.

### 4.5.2 Vertragsnachhaltigkeit

Der Beschreibung in Abschnitt 3.3 folgend wird *Vertragsnachhaltigkeit* für Stickstoffeinsparung wie folgt modelliert: Das Nachhaltigkeitsgut Stickstoffeinsparung  $z$  wird von den landwirtschaftlichen Betrieben freiwillig „produziert“ und auf einen Markt, beispielsweise durch eine Auktion bereit gestellt. Auf diesem Markt zahlt der Staat einen Preis, so dass genügend Betriebe freiwillig  $z$  bereitstellen. Während der Staat als Nachfrager nach Stickstoffeinsparungen in Form einer beschränkten Hoftorbilanz auftritt, haben landwirtschaftliche Betriebe als Anbieter dieses zusätzlichen Outputs die Möglichkeit einen zusätzlichen Profit zu erzielen.

#### Abbildung eines Marktes mit Hilfe der Kostenfunktion

Die Kostenfunktion der Stickstoffeinschränkung und insbesondere die Ableitung der Kostenfunktion, also die marginalen Effekte aus Abschnitt 4.4.3 werden verwendet um einen Markt für Stickstoffeinsparungen zu simulieren. Das (staatlich) nachgefragte und von den Landwirten angebotene Nachhaltigkeitsgut  $z$  ist ein zusätzliches Kilogramm N-Einsparung der Hoftorbilanz je Hektar, gemessen vom Status quo. Formal ist der im Modell angewendete „Markt“ in den folgenden Gleichungen dargestellt:

$$\text{Min. } Budget_{SH} = \sum_{reg=1}^m \sum_{i=1}^n (P_{reg} z_i + F_i x_{reg}) B F_i \quad (4.7)$$

$$\bar{Z}_{SH} = \bar{Z}_{reg} \leq \sum_{i=1}^n z_i B F_i \quad (4.8)$$

$$P_{reg} \geq \frac{\partial V K(z)_i}{\partial z_i} \quad (4.9)$$

$$(P_{reg}z_i - VK(z)_i + Fix_{reg})z_i \geq 0 \quad (4.10)$$

Zielfunktion des Modells ist die Minimierung des Budgets für diese Politik. Das Budget setzt sich aus einem festen Betrag  $Fix_{reg}$ , der jedem am Markt teilnehmende Betriebe gezahlt wird und dem Preis  $P_{reg}$  mal angebotenen  $z_i$  zusammen. Wobei dieser Betrag für jeden Hektar Betriebsfläche  $BF_i$  gezahlt wird und die Summen über die Betriebe einer Region und über die jeweiligen Regionen gebildet werden (Zu  $Fix_{reg}$  siehe Partizipationsbedingung, Gleichung (4.10)). In den Gleichungen 4.8, 4.9 und 4.10 sind die Nebenbedingungen aufgeführt. In Schleswig-Holstein ist eine  $\bar{Z}_{SH}$  vorgegeben, dass gerade der nachgefragten Menge an Stickstoffeinsparung entspricht. Dieses Ziel muss in jedem der 22 Unternaturräumen eingehalten werden ( $\bar{Z}_{reg}$ ), in dem die individuellen Einsparungen der Betriebe  $z_i$  multipliziert mit der jeweiligen Betriebsfläche  $BF_i$  und aufsummiert über die Regionen mindestens dieser Vorgabe entsprechen (vgl. Gleichungen 4.8). Der gezahlte Preis  $P_{reg}$  ist dabei größer als die marginalen Vermeidungskosten der Betriebe  $\frac{\partial VK(z)_i}{\partial z_i}$  (vgl. Gleichungen 4.9). Zusätzlich gilt als Partizipations-Bedingung, dass die Vermeidungskosten  $VK(z)_i$  eines Betriebes nicht größer sein dürfen als der gezahlte Preis mal dem realisierten  $z_i$  plus dem festen Betrag  $Fix_{reg}$  (vgl. Gleichungen 4.10). Diese Bedingung im Verbindung mit dem festen Betrag ist notwendig, da es Kostenfunktionen gibt die nicht aus dem Ursprung entspringen. Ohne einen solchen festen Betrag werden diesen Betrieben, bei einer Marktteilnahme mit  $z_i$  nahe Null nicht die vollständigen Kosten ausgeglichen. Sie erhalten gerade ihre Grenzkosten, die in diesem extrem Fall niedriger sind als die insgesamt anfallenden Vermeidungskosten. Unter diesen Voraussetzungen würde ein realer Betrieb nicht am Markt teilnehmen, so dass es notwendig ist durch einen festen Betrag diese „Fixkosten“ auszugleichen und damit diese zusätzliche Teilnahmebedingung einzubinden.

### Budget, Kosten und Renten der Vertragsnachhaltigkeit

In Tabelle 4.10 sind die Budgetausgaben der Einsparungsszenarien als Gesamtbetrag und Betrag je Hektar für Schleswig-Holstein aufgeführt. Der Definition aus Abschnitt 3.3 sowie der schematischen Abbildung 3.2c folgend, setzt sich dieses Budget aus den Kosten, die den Betrieben durch ihre individuellen  $z_i$ -s entstehen und einer Rente, die die Betriebe durch ihre Teilnahme am Markt erzielen zusammen. Am Markt werden für die letzten Einheiten  $z$  exakt die zusätzlich anfallenden Kosten ihrer Produktion (Grenzkosten) durch den Preis gedeckt (vgl. Definition des Marktes sowie Abschnitt 3.3). Für alle anderen produzierten Einheiten  $z$  wird ebenfalls dieser Preis gezahlt, so dass die Betriebe gerade in Summe die in Tabelle 4.10 aufgeführten Rente generieren. Die Budgetausgaben der *Vertragsnachhaltigkeit* sind daher in jedem Szenario der Stickstoffbeschränkung höher als für das Verfahren der *kompensierten Ökologisierung*. Die volkswirtschaftlich anfallenden Kosten, also gerade die Kosten die den landwirtschaftlichen Produzenten durch die Bereitstellung des Nachhaltigkeitsgutes Stickstoffeinsparung entstehen liegen allerdings in jedem Szenario unter den Kosten der *Regulierung* und *kompensierten Ökologisierung* (vgl. Tabelle 4.8 und 4.10). Auf die Kosten der *Vertragsnachhaltigkeit* und den Vergleich mit den Kosten der beiden anderen Verfahren wird am Ende dieses Kapitels in einem gesonderten Effizienzvergleich näher eingegangen.



Der Großteil des anfallenden Budgets geht auf die Renten zurück, diese machen in alle Szenarien ein Vielfaches der Kosten aus. Insbesondere in dem extremen Szenario mit  $z = 80$  kg N/ha, also einer maximale zulässigen Hoftorbilanz von 0 kg N/ha ist die gesamte anfallende Rente extrem hoch. Bei diesem Szenario handelt es sich allerdings um einen modell-technischen Extrempunkt. Negative Hoftorbilanzen sind in der Kostenfunktion nicht definiert. Bei einer zulässigen Hoftorbilanz von 0 kg N/ha in Schleswig-Holstein muss daher jeder einzelne Betrieb seine Überschüsse auf Null herunterfahren. Es kann kein Betrieb, wie in allen anderen Szenarien, durch individuell höhere Stickstoffeinsparung die niedrigeren Einsparung anderer Betriebe ausgleichen, alle Betriebe befinden sich am Limit der Kostenfunktion. Bei der *Vertragsnachhaltigkeit* werden in diesem Szenario daher gerade Preise gezahlt, die den jeweils höchsten Grenzkosten der Region entsprechen um die Marktbedingung einzuhalten. Diese Ergebnisse sind folglich sehr kritisch zu betrachten und das Hauptaugenmerk liegt entsprechend auf den „mittleren“ Szenarien bis zu einem  $z$  von 70 kg N/ha. Für diese Szenarien gilt, dass die Renten zwischen dem drei- bis fünffachen der volkswirtschaftlichen Kosten ausmachen. Damit liegen die Renten der *Vertragsnachhaltigkeit* durchweg über den Kosten aus den Verfahren *Regulierung* und *kompensierte Ökologisierung*.

Tabelle 4.10: Budget, Kosten und Rente bei Vertragsnachhaltigkeit in €

z kg N/ha	Budget		Kosten		Rente	
	gesamt	je ha	gesamt	je ha	gesamt	je ha
80	31.109.273.335	33.850	280.893.077	306	30.828.380.258	33.545
75	917.171.138	998	126.539.659	138	790.631.479	860
70	523.240.903	569	89.461.400	97	433.779.503	472
65	340.306.933	370	65.794.468	72	274.512.465	299
60	234.604.329	255	49.132.022	53	185.472.307	202
55	166.914.811	182	37.028.359	40	129.886.452	141
50	123.508.844	134	28.146.868	31	95.361.976	104
45	96.472.617	105	21.576.959	23	74.895.658	81
40	78.412.915	85	16.713.771	18	61.699.143	67
35	66.193.453	72	13.145.334	14	53.048.119	58
30	58.225.026	63	10.567.280	12	47.657.746	52
25	53.069.398	58	8.750.782	10	44.318.616	48
20	49.696.975	54	7.525.274	8	42.171.702	46
15	47.630.142	52	6.760.364	7	40.869.778	44
10	46.542.366	51	6.342.915	7	40.199.451	44
5	46.114.942	50	6.174.958	7	39.939.984	43
0	46.066.001	50	6.152.717	7	39.913.284	43

Quelle: eigene Berechnungen

Die regionale Verteilung der Renten ist in Abbildung 4.26 aufgeführt. Im Hügelland werden die niedrigsten Renten erzielt, während in der Marsch bis zu einer Bereitstellung von 50 kg N/ha die höchsten Renten anfallen. Ab diesem Szenario profitiert die Hohe Geest am stärksten und erzielt die höchsten durchschnittlichen Renten. In der Marsch und in der Hohe Geest entsprechen die Renten ca. dem doppelten des Landesdurchschnitt, während das Hügelland ca. 30 % unter dem Durchschnitt

liegt. Diese regionale Verteilung der Profiteure einer Stickstoffbeschränkung steht im Gegensatz zu der Verteilung der Nettorenten der *kompensierten Ökologisierung*. In diesem Verfahren profitiert das Hügelland am stärksten. Der entscheidende Unterschied zwischen den Verfahren ist, dass es bei der *kompensierten Ökologisierung* zu einer Umverteilung aufgrund der pauschal geltenden Verpflichtung kommt und bei der *Vertragsnachhaltigkeit* alle Beteiligten ihr optimales Niveau wählen können, so dass am Markt nur positive Renten erzielt werden. Die entsprechenden Grafiken mit den durchschnittlichen Renten der Betriebsgrößen und -typen finden sich im Anhang B.

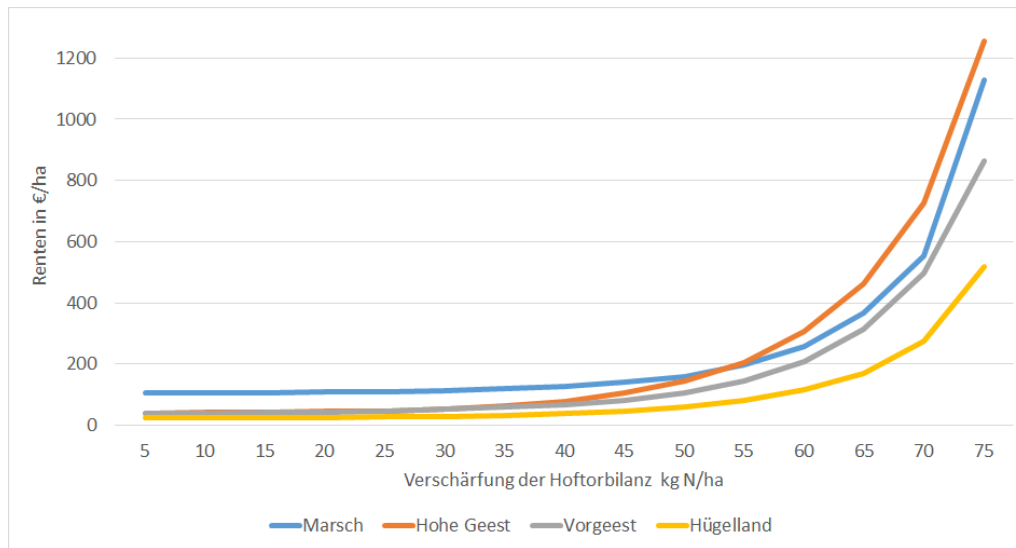


Abbildung 4.26: Renten je Hektar bei Vertragsnachhaltigkeit in den Hauptnaturräumen (Quelle: eigene Berechnungen)

Wichtigstes Merkmal der *Vertragsnachhaltigkeit* und Grundlage für die erzielten Renten sind die im Markt ermittelten Preise für Stickstoffeinsparungen. In Abbildung 4.27 sind die regionalen Preise je eingespartem Kilogramm Stickstoff je Hektar über die Szenarien 15 kg N/ha bis 75 kg N/ha aufgeführt. Diese Werte zeigen den Preis der für eine weitere Einheit Einsparung gezahlt wird. Für Szenario 40 kg N/ha bedeutet dies beispielsweise, dass der aufgeführt Preis mit den 40 Einheiten eingesparten Stickstoff multipliziert werden muss um den pro Hektar an die Betriebe ausgezahlten Betrag zu erhalten. Es ist eine große regionale Streuung der Preise zwischen den einzelnen Unternaturräumen zu erkennen, die mit steigender Stickstoffeinschränkung weiter zunimmt. Besonders auffällig ist der, im Vergleich zu allen anderen Region hohe Preis in der „Eider-Treene-Niederung“. Für 40 kg N/ha ist der Preis mit 3 €/kg N bereits doppelt so hoch, wie im zweit teuersten Unternaturraum, der „Heide-Itzehoer-Geest“.

Die Preise und damit das Budget und die Kosten der *Vertragsnachhaltigkeit* ließen sich durch eine Vergrößerung der Regionen, in der die Stickstoffrestriktion eingehalten werden muss senken. Im Extremfall könnte Schleswig-Holstein als eine Region betrachtet werden in der überall der gleich Preis gezahlt wird. Dieses Vorgehen hätte allerdings zur Folge, dass sich die Einsparungen der Überschüsse heterogen in Schleswig-Holstein verteilen. Durch die Entstehung von „Hotspots“ in Gebieten mit vielen Betriebe, für die Einsparungen relativ teuer sind, würde ein derartiges Verfahren sich auf das Nachhaltigkeitsgut Wasserschutz deutlich weniger positiv auswirken.

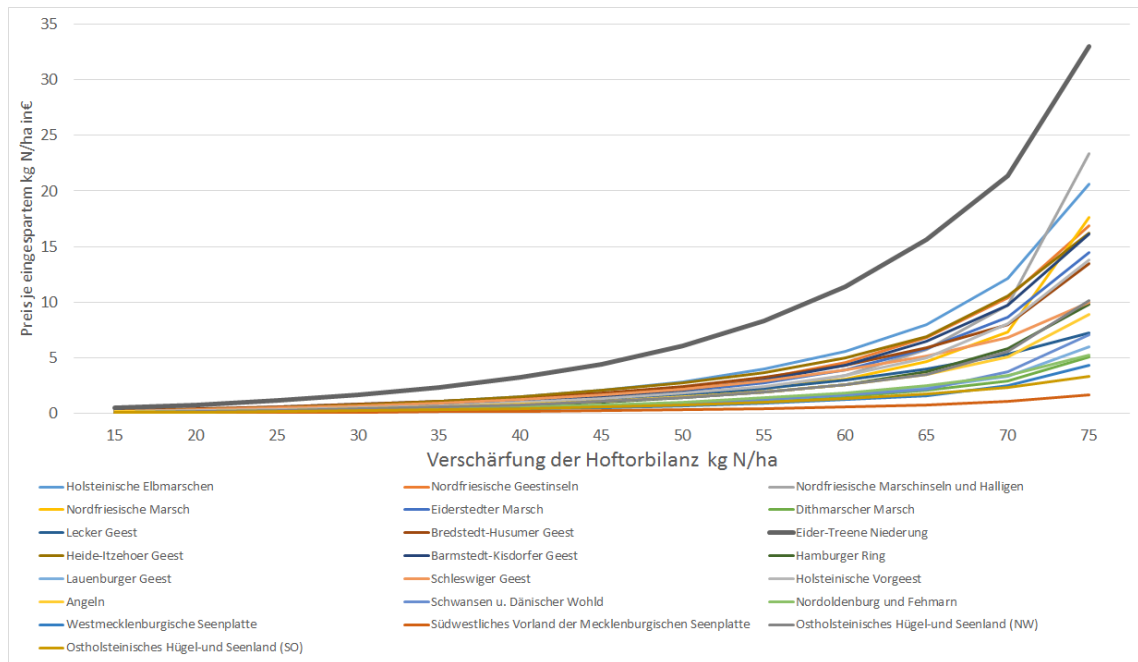


Abbildung 4.27: Preise je eingespartem kg N/ha in den Unternaturräumen in € (Quelle: eigene Berechnungen)

### 4.5.3 Vergleich

Ein Vergleich und eine Bewertung der vorgestellten Verfahrensalternativen kann anhand der Merkmale Budget, also die Kosten der Steuerzahler und den der Volkswirtschaft entstehenden Kosten, in diesem Fall die Kosten der Produzenten, sowie den durch dieses beiden Aspekte bestimmten Verteilungseffekt des Wohlstandes erfolgen. Begonnen wird in Tabelle 4.11 in Spalte drei mit dem Vergleich der Staatsausgaben. Dargestellt ist das Verhältnis zwischen dem Budget bei *Vertragsnachhaltigkeit* und dem Budget bei *kompensierte Ökologisierung* in Prozent. Wie bereits erwähnt, liegt das Budget der *Vertragsnachhaltigkeit* grundsätzlich über dem der einfachen Kompensation. Es ist mindestens 39 % ( $z=30$  kg N/ha) größer als die Staatsausgaben der *kompensierten Ökologisierung*. Wenn von dem letzten, kritisch zu betrachtenden Wert abgesehen wird; maximal fast viermal so hoch. Zwischen den Hoftorbilanzen von 65-35 kg N/ha ist die Abweichung mit 50 % oder weniger am niedrigsten. Dieser Bereich deckt die wahrscheinlichen Zielwerte für eine in der Realität angestrebte Politik der Stickstoffbegrenzung ab. Für deutlich schärfere Begrenzungsszenarien verdoppeln sich zwischen den beide Verfahren die Staatsausgaben sehr schnell. Mit Hilfe dieser zusätzlichen Budgetaufwendungen wird quasi eine Steigerung der Kosteneffizienz „erkauft“. In Spalte vier der Tabelle 4.11 sind die Kostenverhältnisse zwischen *Vertragsnachhaltigkeit* und *kompensierter Ökologisierung* dargestellt und es zeigt sich, dass die Kosten bei *Vertragsnachhaltigkeit* grundsätzlich um ca. 50 % oder mehr unter denen der *kompensierten Ökologisierung* liegen. Ausnahmen stellen dabei nur die beiden schärfsten Hoftorbilanzszenarien dar. Für moderate Beschränkungen bis zu 35 kg N/ha werden Verhältnisse von 34 % und weniger erreicht, die *kompensierte Ökologisierung* ist in diesem Fall für die landwirtschaftlichen Produzenten drei- bis fünfmal so „teuer“ wie die *Vertragsnachhaltigkeit*. Der „Preis“ für diesen Effizienzgewinn ist im Prinzip die von den Betrieben erzielte Ren-

te, deren Verhältnis zu den Kosten in der letzten Spalte der Tabelle 4.11 aufgeführt ist. Für niedrige Einsparung an Stickstoff liegt ein Verhältnis von 500-660 % vor. Den gesamten, in den Betrieben anfallenden Kosten stehen Profiten am Markt für *Vertragsnachhaltigkeit* von fünf- bis sechsfacher Höhe gegenüber. Dieses Verhältnis und die Höhe der Renten sind weniger ein Aspekt der Effizienz, als viel mehr eine Verteilungsfrage. Es ist daher nicht für die Entscheidung, welches Politikverfahren die bessere Kosten-Nutzen-Relation bringt wichtig, sondern dafür, welche Politik am Ende durchsetzbar ist entscheidend. Unter dem Effizienzgesichtspunkt ist die *Vertragsnachhaltigkeit* das vorzügliche Verfahren, da die der Volkswirtschaft entstehenden Kosten am niedrigsten sind. Der volkswirtschaftliche Gesamtnutzen des Nachhaltigkeitsgutes „Wasserschutz durch Stickstoffbeschränkung“ ist infolge der angenommen Nachfrage immer gleich hoch, so dass lediglich die Kostenfrage über die Effizienz des Verfahrens entscheidet. Die Durchsetzbarkeit ist schwieriger zu bewerten. Wird angenommen, dass eine solche Politik öffentlich diskutiert würde und das Renten-Kosten-Verhältnis wäre bekannt, ist leicht vorstellbar, dass das relativ hohen Gewinne-Kosten-Verhältnis der landwirtschaftlichen Betriebe teilweise kritisch gesehen würde. In Verbindung mit dem höheren Budget der *Vertragsnachhaltigkeit* könnte dies die Durchsetzbarkeit dieses Verfahrens erschweren.

Tabelle 4.11: Budgetverhältnis und Kostenverhältnis zwischen Vertragsnachhaltigkeit und kompensierter Ökologisierung sowie Renten/Kostenverhältnis bei Vertragsnachhaltigkeit in Prozent

<b>Hoftorbilanz SH</b>	<b>z</b>	<b>Budget-</b>	<b>Kosten-</b>	<b>Renten/Kosten-</b>
kg N/ha	kg N/ha	<b>verhältnis</b>	<b>verhältnis</b>	<b>verhältnis</b>
(0)	(80)	(10.343)	(93)	(10.975)
5	75	389	54	625
10	70	284	49	485
15	65	234	45	417
20	60	203	42	377
25	55	178	39	351
30	50	161	37	339
35	45	151	34	347
40	40	144	31	369
45	35	140	28	404
50	30	139	25	451
55	25	140	23	506
60	20	143	22	560
65	15	146	21	605
70	10	149	20	634
75	5	151	20	647

Quelle: eigene Berechnungen

Das wesentliche Merkmal der *Vertragsnachhaltigkeit* und damit für den Effizienzgewinn ist die Möglichkeit der einzelnen Betriebe ihr individuelles  $z_i$  in Abhängigkeit der Preise betriebsoptimal zu wählen. Anhand des Unternaturraums „Holsteinische Vorgeest“ wird für die maximal zulässige Hoftorbilanz von 40 kg N/ha

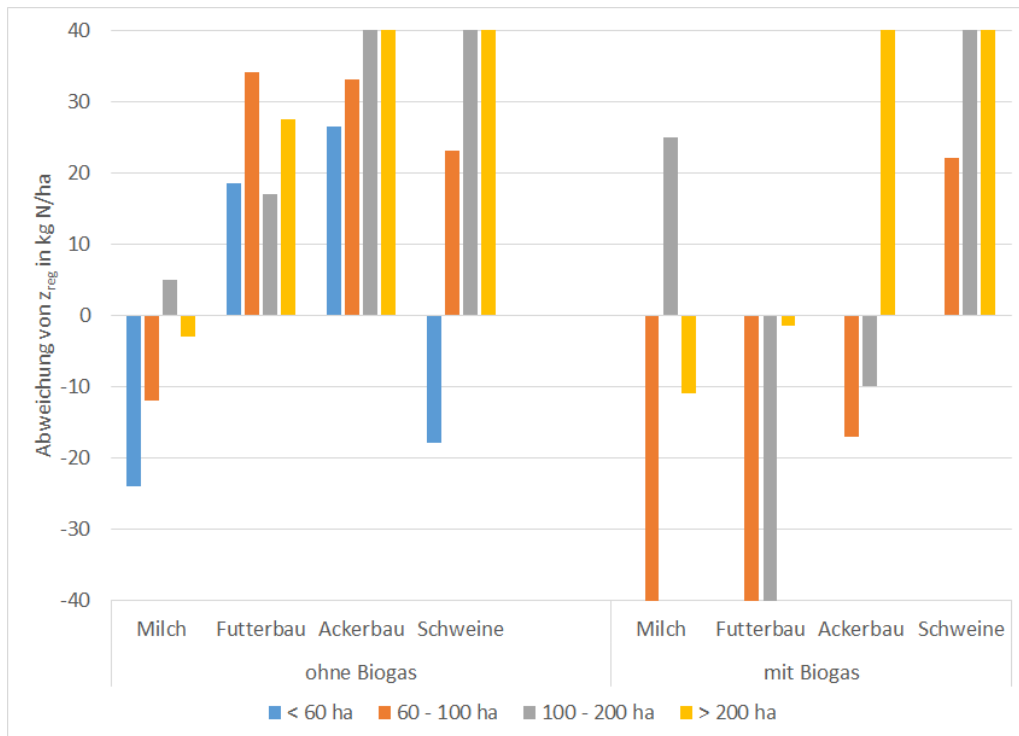


Abbildung 4.28: Abweichung der betrieblichen Hoftorbilanzen von der regionalen Hoftorbilanz 40 kg N/ha in der Holsteinischen Vorgeest (Quelle: eigene Berechnungen)

( $z=40$  kg N/ha) exemplarisch die Abweichung der individuellen  $z_i$  von dem „globalen“  $z$  dargestellt (vgl. Abbildung 4.28). Die insgesamt acht Modellbetriebstypen werden zu besserer Übersicht, wie zuvor in die vier Obertypen Milch, Futterbau, Ackerbau und Schweine zusammen gefasst. In Schleswig-Holstein sowie dem Unternaturraum muss die Hoftorbilanz von maximal 40 kg N/ha eingehalten werden. Der Markt führt dazu, dass Betriebe mit niedrigen Vermeidungskosten, wie beispielsweise Futterbau- und Ackerbaubetriebe, mehr Stickstoff einsparen und dafür entsprechend durch die *Vertragsnachhaltigkeit* entlohnt werden. Während vor allem Milchviehbetriebe eine höhere Hoftorbilanz aufweisen und damit weniger Stickstoff einsparen. Milchviehbetriebe zwischen 60-100 ha und Futterbaubetriebe kleiner 100 ha mit Biogasanlage nehmen überhaupt nicht am Markt teil und sparen daher kein Stickstoffüberschuss ein. Milchviehbetriebe unter 100 ha und Schweinebetriebe unter 60 ha ohne Biogasanlage beispielsweise nehmen am Markt teil, sparen aber weniger als 40 kg N/ha ein. Diese Abweichung wird durch Betriebe, die über dem regional zu erreichenden Wert liegen ausgeglichen. Insbesondere Ackerbau und Schweinebetriebe größer 100 ha tragen zu diesem Ausgleich bei. Mit 40 kg N/ha über der regionalen Vorgabe, halten diese Betriebe eine Hoftorbilanz von 0 kg N/ha ein.

Die abgebildeten Differenzen zeigen die Werte auf Level der Modellbetriebe und damit nicht das Gleichgewicht innerhalb der Region. Die regional einzuhaltende Hoftorbilanz werden anhand der Anzahl tatsächlicher Betriebe je Modellbetriebsklasse und anhand der jeweiligen Betriebsflächen bestimmt, so dass die abgebildeten Werte entsprechend gewichtet werden um das Gleichgewicht der Region zu erhalten. Als Beispiel: Die nicht am Markt teilnehmenden Biogasbetriebe machen nur einen An-

teil von 2,5 % der Betriebe aus und fallen damit deutlich weniger ins Gewicht als die Summe der Milchviehbetriebe mit ca. 50 % aller Betriebe.

Das Verhältnis der betragsmäßigen Kostendifferenz (zwischen *Vertragsnachhaltigkeit* und *kompensierter Ökologisierung*) zur Budgetdifferenz ist in Schaubild 4.29 abgetragen. Ein Wert von eins bedeutet, dass die niedrigeren volkswirtschaftlichen Kosten der *Vertragsnachhaltigkeit* gerade den zusätzlichen Budgetausgaben entsprechen. Für Werte größer eins stehen den zusätzlichen Budgetausgaben höhere Kosteneinsparung zwischen den Verfahren gegenüber, für Werte kleiner eins entsprechend umgekehrt. Je größer der Wert, desto größer ist der Effizienzgewinn, der durch die Mehrausgaben der Steuerzahler erzielt werden kann.

Bis zu 50 kg N/ha liegt die Maßzahl über eins und die *Vertragsnachhaltigkeit* hat einen starken Effizienzvorteil gegenüber der Kompensierung. Für die Szenarien 25 und 30 kg N/ha liegt der Wert bei 1,9, den zusätzlichen Budgetausgaben stehen also fast doppelt so hohe Kostenvorteile gegenüber. Aus Effizienzgründen ist, insbesondere für diese beiden Szenarien die *Vertragsnachhaltigkeit* der *Regulierung* und *kompensierten Ökologisierung* vorzuziehen. Diese Höhe der Stickstoffeinsparung entspricht in etwas der derzeit diskutierten Höhe. Für aktuelle Nachhaltigkeitsziele und -politiken ist die Implementation eines Marktmechanismus daher positiv zu bewerten.

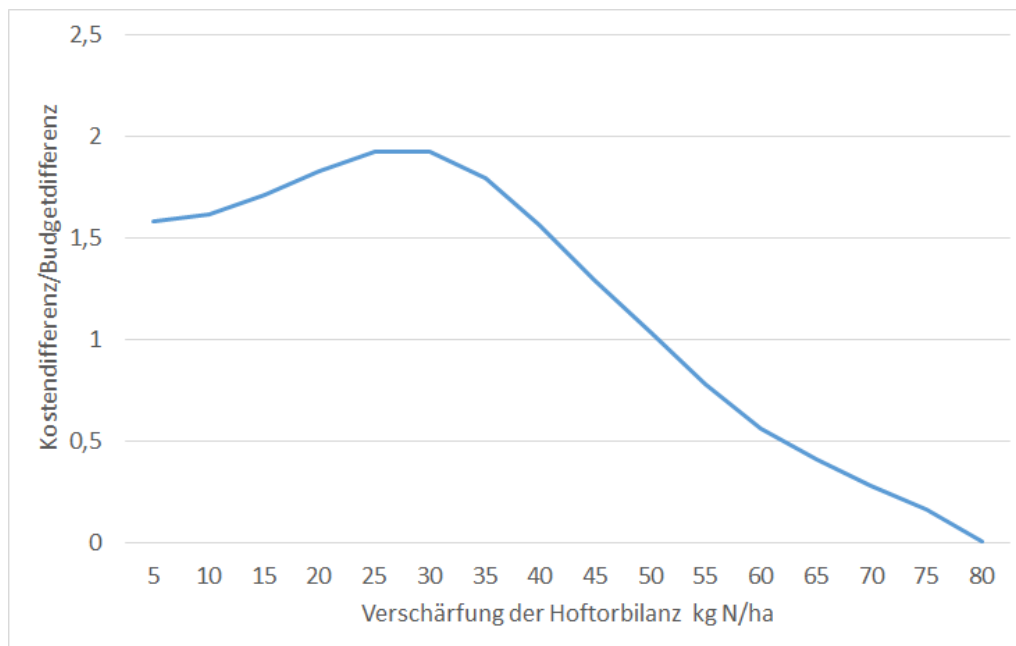


Abbildung 4.29: Verhältnis der Kostendifferenzen zu den Budgetdifferenzen zwischen *Vertragsnachhaltigkeit* und *Kompensierung* (Quelle: eigene Berechnungen)

## 4.6 Fazit

Die Situation für Stickstoffüberschüsse aus der Landwirtschaft konnte exemplarisch anhand eines quantitativen Modells der schleswig-holsteinischen Landwirtschaft gezeigt werden. Die Ergebnisse von HEIDECHE et al. (2012) und TAUBE et al. (2015)

bezüglich der regionalen Verteilung sowie die Bedeutung der Tierhaltung und der Biogasproduktion konnten bestätigt werden. Im Hinblick auf Zustandsänderungen infolge von Szenarien mit Einschränkungen der Hoftorbilanzen zeigt sich, dass für Einsparungen bis zur Grenze von 30-40 kg N/ha für ein Großteil der landwirtschaftlichen Betriebe moderate Auswirkungen zu verzeichnen sind. Am stärksten betroffen sind Schweine- und vor allem Milchviehbetriebe. Die Produktion von Erzeugnissen wie Milch und Fleisch, sowie der Einsatz von Inputfaktoren wie Kraftfutter nimmt entsprechend stark ab. Für Hoftorbilanzen unter 40 kg N/ha bleiben die Änderungen bei Schweine- und Milchviehbetrieben hoch, zusätzlich nehmen die Auswirkungen auf den Pflanzenbau zu. Sind nur noch sehr niedrige Stickstoffüberschüsse unter 20 kg N/ha zulässig, nimmt die Rapsproduktion um 25 % ab. Auf Seiten der Inputs gibt es deutliche Änderungen bei den NPK-Mineraldüngern, für die extremen Szenarien ab 5 kg N/ha fällt der Faktoreinsatz Dünger unter 50 % der Ausgangssituation.

Die verwendete Kostenfunktion ermittelt die Vermeidungskosten der Stickstoffüberschüsse für den gesamten landwirtschaftlichen Sektor in Schleswig-Holstein und ermöglicht eine detaillierte Darstellung der regionalen und betrieblichen Kostenunterschiede. Eine Verschärfung der Hoftorbilanz auf 40 kg N/ha zieht durchschnittlichen Kosten von unter 100 €/ha in Schleswig-Holstein nach sich. Für Szenarien mit höheren Einsparungen der Stickstoffüberschüsse nehmen die Kosten stärker zu, so dass sich für das extreme Szenario mit einer Hoftorbilanz von 0 kg N/ha Kosten von ca. 500 €/ha einstellen. Zwischen den verschiedenen Regionen und Betriebstypen zeigen sich große Unterschiede, die vor allem auf die Tierhaltung und Biogasproduktion zurück gehen. In einigen Regionen sind die Vermeidungskosten mehr als doppelt so hoch wie im Durchschnitt von Schleswig-Holstein. Die Bedeutung von Tierhaltung und Biogasproduktion wird insbesondere durch die ermittelten Grenzvermeidungskosten bestätigt. Die Grenzkosten der Schweine- und Milchviehbetriebe sind zum Teil (bspw. bei 40 kg N/ha ca. 400-500 €/ha) zehnmal so hoch wie die von Ackerbaubetrieben. Eine Besonderheit der Biogasproduktion zeigt sich in den sehr gegensätzlichen Effekten auf die Vermeidungskosten. Die Wahrscheinlichkeit durch die Stickstoffbeschränkungen aus der Produktion ausscheiden zu müssen steigt für Betriebe mit Biogasanlagen stark an. Große Schweinebetriebe mit Biogasanlage, die nicht ausscheiden, zeigen allerdings deutlich niedriger Grenzvermeidungskosten als vergleichbare Betriebe ohne Biogasanlage.

Anhand der errechneten Kostenfunktionen konnten die drei Implementierungsverfahren für Nachhaltigkeitspolitiken *Regulierung*, *kompensierte Ökologisierung* und *Vertragsnachhaltigkeit* analysiert werden. Die *Regulierung* führt bei vollständiger Abschaffung der Stickstoffüberschüsse zu Gesamtkosten in Höhe von 300.785.732,00 €, etwa dem Gegenwert der in Schleswig-Holstein gezahlten Direktzahlungen. Für das Szenario mit einer Hoftorbilanz von 40 kg N/ha entsprechend die Gesamtkosten der *Regulierung* hingegen nur einem Sechstel dieses Betrages. Für die pauschale Kompensierung anhand der durchschnittlichen Vermeidungskosten im Verfahren der *kompensierten Ökologisierung* fallen Budgetausgaben an, die in Höhe den Kosten der *Regulierung* entsprechen. Dieser Ausgleich für die Kosten der landwirtschaftlichen Betriebe führt zu Umverteilung unter den Betrieben. Tierhaltende Betriebe werden durch den pauschalen Ausgleich im Mittel unter kompensiert und Ackerbaubetriebe überkompensiert.

Die *Vertragsnachhaltigkeit* führt im Vergleich zur *kompensierten Ökologisierung* zu höheren Budgetausgaben und damit höheren Kosten für den Steuerzahler. Die

Ausgaben liegen, je nach Szenario etwa zwischen 40 und 290 % über dem Budget der *kompensierten Ökologisierung*. Den staatlichen Mehrausgaben steht ein Effizienzgewinn für die Gesamtwohlfahrt gegenüber. Die dafür relevanten volkswirtschaftlichen Kosten sind gerade die Kosten der landwirtschaftlichen Produzenten, die für *Vertragsnachhaltigkeit* zwischen 20 und 50 % der Kosten der Kompensierung ausmachen. Die gestiegenen Budgetausgaben, also die Kosten der Steuerzahler sind, unter Vernachlässigung von Transaktionskosten, lediglich eine Umverteilung von Steuerzahlern/Konsumenten zu Produzenten. Die Verhältnisse der Kostendifferenzen zu den Budgetdifferenzen zeigen, dass bis zu einem  $z$  von 50 kg N/ha den höheren Budgetausgaben betragsmäßig höhere Kostenersparnisse gegenüber stehen. Höhere Stickstoffüberschusseinsparungen weisen allerdings niedrigere Effizienzsteigerungen bei immer höheren Budgetausgaben auf, so dass der Markt für diese Szenarien weniger Vorteile bei größeren Kosten bietet. Aus Sicht der Gesamtwohlfahrt ist die *Vertragsnachhaltigkeit* in jedem Szenario das zu präferierende Verfahren. Die Wohlfahrt ist jedoch nur ein Aspekt bei der politischen Auswahl des Verfahrens. In der Regel sind Staatsbudgets knapp und die Budgetausgaben haben bei der Wahl des Verfahrens einen großen Einfluss auf die Entscheidung. Ein Bundesland wie Schleswig-Holstein beispielsweise, mit sehr begrenzten Haushaltsmitteln wird großes Gewicht auf die Ausgaben einer Nachhaltigkeitspolitik legen und sich somit möglicherweise für die günstigeren Verfahren der *Regulierung* oder *kompensierten Ökologisierung* entscheiden.

Die Einschränkung der Stickstoffüberschüsse durch *Regulierung* ist unter alleiniger Betrachtung der Budgetausgaben für den Staat am günstigsten. In der Regel wird die Landwirtschaft bei Produktionseinschränkungen allerdings kompensiert (siehe GAP), so dass ein Verfahren mit Ausgleich der entstehenden Kosten als wahrscheinlicher angenommen werden kann. Für derzeit politisch diskutierte Einschränkungen der Stickstoffüberschüsse, im Bereich einer Hoftorbilanz von 45 kg N/ha sind die zusätzlichen Budgetausgaben der *Vertragsnachhaltigkeit* im Vergleich zur *kompensierten Ökologisierung* als moderat einzuschätzen. Unter Einbeziehung des erheblichen positiven Effektes auf die Gesamtwohlfahrt ist eine Implementierung der *Vertragsnachhaltigkeit* zu präferieren.

Die Durchsetzbarkeit eines Verfahrens ist im politischen Prozess jedoch ebenfalls entscheidend. Die *Vertragsnachhaltigkeit* hat auf diesem Feld zwei Nachteile. Zum Einen ist ein hohes Budget für eine Maßnahme stets ein Hindernis, da niedrigere Ausgaben leichter durchsetzbar sind, zum Anderen werden durch den Markt auf Produzentenseite relativ hohe Renten generiert. Das Renten/Kosten-Verhältnis liegt für *Vertragsnachhaltigkeit* zwischen 300 und 600 %. Den Kosten stehen also im Durchschnitt 3 bis 6 mal so hohe Profite der Produzenten gegenüber. Aufgrund mangelnder Akzeptanz gegenüber derartigen Gewinnen, finanziert durch den Staat ist die politische Durchsetzbarkeit eines solchen Verfahrens fraglich.



# 5 Ökonomische Analysen der Wiedervernässung von Moorflächen

Die Landwirtschaft ist neben der Industrie, dem Verkehr und den Haushalten ein bedeutender Emittent an klimawirksamen Gasen wie Kohlenstoffdioxid ( $\text{CO}_2$ ), Methan ( $\text{CH}_4$ ) oder Lachgas ( $\text{N}_2\text{O}$ ). Dieser Effekt geht nicht nur auf den direkten Ausstoß von „Klimagasen“ als Folge der landwirtschaftlichen Produktion wie beispielsweise durch Tiere, sondern auch auf indirekte Effekte durch die Nutzung von Boden zurück. Eine herausragende Bedeutung haben in diesem Zusammenhang organische Böden bzw. Moore in Deutschland und insbesondere in Schleswig-Holstein (LLUR, 2015).

Bei Mooren handelt es sich um wassergeprägte Böden mit einem sehr hohen Anteil an organischer Substanz, die sich aus abgestorbenen, nicht vollständig abgebauten Pflanzenresten zusammen setzt. Sie wachsen daher an Standorten, in denen „das Wasser im langfristigen Mittel nahe an, in oder über der Oberfläche steht“ durch eine Zunahme der organischen Substanz (LLUR, 2013). Bodenschichten mit mindestens 30 % organischer Substanz werden Torf genannt und ab einer Mächtigkeit von über 30 cm spricht man bodenkundlich von einem Moorstandort, im landschaftsökologischen Sinn fallen hingegen alle Standorte an denen Torf gebildet wird unter den Begriff Moor (LLUR, 2013, 2015). Wichtigste Merkmale von Mooren, insbesondere im Zusammenhang mit dem Klimaschutz und der Landwirtschaft, sind die hohen Grundwasserstände und die Akkumulation von organischer Substanz im „natürlichen“ Zustand bzw. das Absenken der Wasserstände und der Verlust der organischen Substanz für intensiv genutzte Moorflächen.

In Deutschland finden sich Moorflächen vorwiegend in den Bundesländern Niedersachsen (38,2 % Anteil an der deutschen Moorfläche), Mecklenburg-Vorpommern (20 %), Brandenburg (15,6 %), Bayern (10 %) und Schleswig-Holstein (8,5 %). Die gesamte Moorfläche umfasst dabei nach Bodenübersichtskarte ca. 18.098 km<sup>2</sup> und macht ca. 5,1 % der deutschen Gesamtfläche aus (DRÖSLER et al., 2011). Landwirtschaftlich genutzt werden etwas über 70 % dieser Flächen, sowohl für den Ackerbau als auch für die Grünlandwirtschaft. Mit einem Anteil von etwas über 55 % macht die Grünlandnutzung den Großteil der Fläche aus und stellt daher auch 14 % der gesamten deutschen Grünlandfläche (DRÖSLER et al., 2011). Auf ackerbaulich genutzten Mooren ist der Anteil von Mais (30 %) und Roggen (10 %) in der Fruchtfolge verglichen zu mineralischen Standorten relativ hoch. Weizen hingegen wird nur auf 10 % dieser Flächen angebaut und liegt damit nur halb so hoch wie der Anteil auf mineralischen Flächen. Die Grünlandnutzung auf Mooren unterscheidet sich stark nach Region innerhalb Deutschlands, so werden die Moorflächen der ostdeutschen Bundesländer eher extensiv und die Standorte im Nordwesten von Deutschland deutlich intensiver genutzt (SCHALLER, 2014).



Abbildung 5.1: Moorflächen in Deutschland nach GÜK 200 - Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (Quelle: DRÖSLER et al., 2011)

Schleswig-Holstein besitzt ca. 160.000 ha an kohlenstoffreichen Böden (Moore und Anmoore) von denen etwa zweidrittel landwirtschaftlich genutzt werden. Ackerbaulich werden nur ca. 5 % der Moorfläche genutzt, allerdings werden 57% der Moore als Grünland verwendet und machen damit ca. 26 % der gesamten Grünlandfläche von Schleswig-Holstein aus. Diese Flächen haben als Futterstandorte für die Rinderhaltung sowohl in intensiver Schnittnutzung als auch extensiver Weidenutzung regional eine große Bedeutung (LLUR, 2015).

Für eine landwirtschaftliche Nutzung müssen Moore mit Hilfe von Gräben, Drainagen und Pumpwerken entwässert werden. Der Grundwasserspiegel wird abgesenkt, um eine Befahrbarkeit des Bodens und Trittfestigkeit für Vieh herzustellen oder zu verbessern. Diese Art der Bodenkultivierung ermöglichte im Verlauf des 20. Jahrhunderts eine intensive Nutzung von Mooren. Für intensives Schnitt- und Weidegrünland ist eine Absenkung des Grundwasserstandes von 40 bis 80 cm unter die Geländeflur und bei Ackernutzung sogar eine Absenkung von einem Meter oder mehr notwendig (SCHALLER, 2014). Durch die Entwässerung wird allerdings die Wasserspeicherkapazität des Torfkörpers reduziert und es kommt zu einer Mineralisierung des Torfs. Die Mineralisierung setzt  $\text{CO}_2$  frei und führt langfristig zur Absackung des Geländes als Folge von Torfschwund. Der Verlust beträgt bis zu 1 cm pro Jahr. Durch eine zusätzliche Belüftung bei Ackernutzung ist der Effekt in diesem Fall häufig sogar noch größer (LLUR, 2013, 2015). Infolge dieser Maßnahmen gelten inzwischen 60 % der torfhaltigen Böden in Europa als stark bis irreversibel gestört (SCHALLER, 2014).

Insbesondere auf Grund der Klimawirkung von torfhaltigen Böden ist daher eine genauere Betrachtung der Vermeidungskosten durch Natur- und Klimaschutzmaßnahmen in Moorgebieten eine aktuelle Forschungsfrage. Mit Hilfe des beschriebenen Modells und anhand der bereits definierten und an anderer Stelle ebenfalls angewandten Politikszenerien, werden in dem vorliegenden Kapitel die Auswir-

kung einer Wiedervernässung von Mooren in einem der größten Niederungsgebiete von Schleswig-Holstein betrachtet. Die konkret untersuchten Variablen sind dabei die Vermeidungskosten für die Senkung von Treibhausgasemissionen durch die Wiedervernässung und Nutzungsänderung von Moorflächen. Es werden im weiteren die Beziehung zwischen klimarelevanten Gasemissionen und Mooren, die Arbeit und Ergebnisse eines grundlegenden pflanzenbaulichen/naturwissenschaftlichen Forschungsprojektes, die Modellanpassungen und abschließend die Ergebnisse dieser Fragestellung behandelt.

## 5.1 Klimarelevanz von Moorflächen

Aus der Vielzahl von ökologischen Serviceleistungen, die Moore bereit stellen, sind besonders die Speicherung von Kohlenstoff und die damit einhergehende Pufferwirkung auf das Klima hervorzuheben (DRÖSLER et al., 2011). Durch die dauerhafte Speicherung von Kohlenstoff in Form von Torf, sind weltweit 450 - 550 Gigatonnen bzw. 15 - 30 % der im Boden gespeicherten Kohlenstoffe durch Moore gebunden (SCHALLER, 2014). Moore haben daher ein enormes Potential das Klima sowohl positiv als auch negativ zu beeinflussen. Nicht zuletzt in Folge der derzeitigen landwirtschaftlichen Nutzung handelt es sich bei Mooren um die größte Einzelquelle von Treibhausgasen ohne Bezug zum Energiesektor. Mit Emissionen von ca. 45,7 Mio. Tonnen CO<sub>2</sub>-Äquivalenten pro Jahr erzeugen organische Böden etwa 5 % der deutschen Treibhausgasemissionen. Daher wird für Moore in Deutschland ein großes theoretisches Klimaschutzpotential prognostiziert und die Möglichkeit die Emissionen um 35 Mio. Tonnen CO<sub>2</sub>-Äquivalente bzw. 76 % zu senken als wahrscheinlich angesehen (DRÖSLER et al., 2011).

Moore in einem natürlichen oder naturnahen Zustand führen nicht nur zu sinkenden Emissionen, sondern können darüber hinaus als CO<sub>2</sub>-Senken dienen. Wie bereits erwähnt „wachsen“ Moore durch die Bildung von Torf, sie speichern also Kohlenstoff im Boden und können diesen dort langfristig binden. Grund für den Torfaufbau sind die „unterschiedlichen Geschwindigkeiten, mit denen Produktion und Zersetzung der torfbildenden Vegetation ablaufen“ die dazu führen, dass „in natürlichen Mooren Biomasse deutlich schneller aufgebaut wird, als sie über Mineralisierungsprozesse abgebaut werden kann“ (SCHALLER, 2014). Im Gegenzug dazu kommt es auf landwirtschaftlich genutzten Mooren zu Emissionen, die für intensiv genutzte Flächen zwischen 20 und 40 Tonnen CO<sub>2</sub>-Äquivalenten pro Hektar und Jahr liegen, weil eine Absenkung des Grundwasserstandes aerobe Abbauprozesse verstärkt. Eine schematische Darstellung der Emissionsströme von natürlichen und entwässerten Mooren ist in Abbildung 5.2 aufgeführt. Die Wirkung von Mooren auf das Klima unterliegt daher einer enormen Bandbreite. Zum Klimaschutz kann daher sowohl eine Senkung der Emissionen aus Mooren als auch die Speicherung von CO<sub>2</sub> in Mooren beitragen (DRÖSLER et al., 2011; SCHALLER, 2014).

In diesem Zusammenhang stellt konkret die Wiedervernässung und die damit zum Teil einhergehende Nutzungsänderung von landwirtschaftlichen Moorflächen ein großes Minderungspotential von Treibhausgasemissionen dar (POYDA, 2015). In Deutschland sind unter anderem durch das BMBF-Verbundprojekt „Klimaschutz - Moornutzungsstrategien“ eine Vielzahl von sehr verschieden strukturierten und unterschiedlich genutzten Moorgebieten im Hinblick auf ihre Potentiale bezüglich der

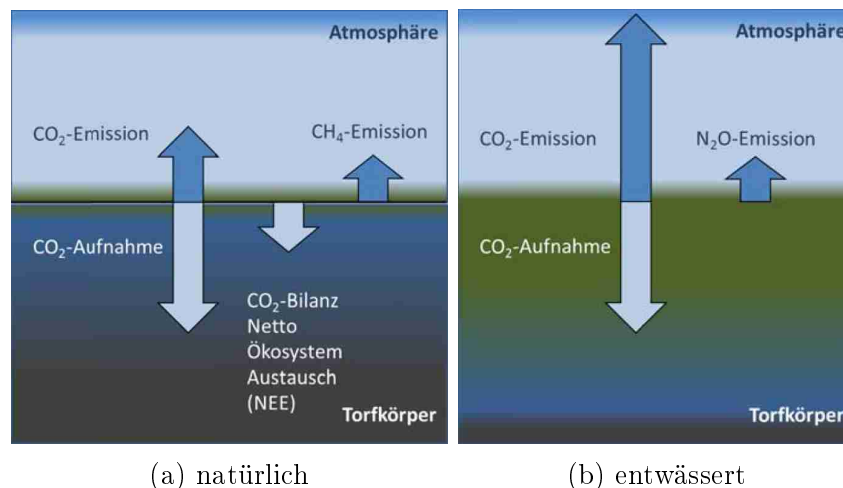


Abbildung 5.2: Gasaustausch von natürlichen und entwässerten Mooren (Quelle: SCHALLER, 2014)

Wiedervernässung und des daraus resultierenden Klimaschutzes analysiert worden; Ergebnisse aus diesen Analysen finden sich bei DRÖSLER et al. (2011, 2012) und sind auch in die Arbeit von SCHALLER (2014) eingeflossen. DRÖSLER et al. (2011, 2012) haben in fünf Mooregebieten, verteilt über Deutschland, umfangreiche Untersuchungen bezüglich der Klimabilanzen von Mooren unter Berücksichtigung weitreichender Faktoren wie Wasserstand, Nutzungsart und -intensität, Standort usw. durchgeführt. Für Schleswig-Holstein ist in diesem Zusammenhang das Projekt „Klima-Milch Schleswig-Holstein“ der Abteilung Grünland und Futterbau/Ökologischer Landbau an der Agrarfakultät der CAU, Kiel zu nennen (POYDA, 2015). In diesem Forschungsvorhaben ist die intensive Milchviehregion Eider-Treene-Sorge Niederung mit einem der größten zusammenhängenden Mooregebiete in Schleswig-Holstein vergleichbar mit dem Vorgehen von DRÖSLER et al. (2011, 2012) zwei Jahre untersucht worden (vgl. Abschnitt 5.2). Als zentrale Einflussfaktoren auf die Klimawirkung von Mooren konnten dabei in den Forschungsprojekten der Grundwasserstand in Verbindung mit der Nutzungsintensität identifiziert werden, wobei die tatsächlichen Effekte weiterhin Gegenstand aktueller Forschungen bleiben (DRÖSLER et al., 2011; POYDA, 2015). Im wesentlichen zeigen die Ergebnisse, dass optimale Klimawirkungen erzielt werden, wenn sich der Grundwasserspiegel möglichst dicht unter der Geländeoberfläche (-20 cm oder sogar -10 cm) befindet und dieser Zustand in Verbindung mit nur noch extensiver Nutzung oder sogar vollständiger Nutzungsaufgabe erzeugt wird. Zwar hat Extensivierung alleine, ohne Anhebung der Wasserstände ebenfalls bereits positive Effekte, aber nur in Verbindung mit bzw. durch das Wassermanagement wird ein substanzieller Beitrag zum Klimaschutz erreicht (DRÖSLER et al., 2011; POYDA, 2015). Konkret gemessen wird die Klimawirksamkeit der unterschiedlichen Moorflächen in Bilanzen der Emissionen die das globale Erwärmungspotential aufzeigen. Die jeweiligen Emissionen und Aufnahmen der klimawirksamen Gase Kohlenstoffdioxid (CO<sub>2</sub>), Lachgas (N<sub>2</sub>O) und Methan (CH<sub>4</sub>) werden bestimmt, bilanziert und als flächenbezogene Treibhausgasemissionen in CO<sub>2</sub>-Äquivalenten dargestellt (POYDA, 2015; SCHALLER, 2014).

Die Maßnahmen zur Renaturierung von Mooren und für eine verbesserte Klimawirkung von Mooren wurden darüber hinaus im Bezug auf ihre Kosten analysiert.

Da in Mooren häufig allgemeine Naturschutzmaßnahmen durchgeführt werden, ist eine Differenzierung betreffend der expliziten Kosten für die Klimaschutz Auswirkungen aufwendig. Vor allem auch da für die Vermeidungskosten von Treibhausgasen aus Mooren verschiedenen Kostenarten und -ebenen betrachtet werden können (DRÖSLER et al., 2012).

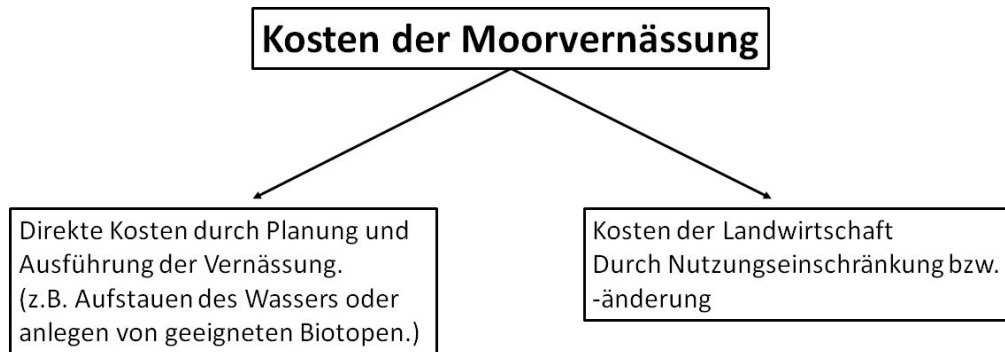


Abbildung 5.3: Aufteilung Kosten für Moorvernässung (Quelle: eigene Darstellung)

In Abbildung 5.3 ist ein grobes Schema zur Unterscheidung der anfallenden Kosten durch Moorvernässung aufgeführt. Das vorliegende Kapitel beschäftigt sich nur mit den Kosten der Landwirtschaft. Zum einen waren Daten für die Planung und Ausführung von konkreten Vorhaben unzureichend oder gar nicht verfügbar, zum anderen ist für das untersuchte Gebiet davon auszugehen, dass die Kosten durch Nutzungseinschränkungen der Landwirtschaft den mit Abstand größten Anteil der Gesamtkosten verursachen (vgl. DRÖSLER et al., 2012). Ähnliche Kostenermittlungen wurden bereits für unterschiedliche Mooregebiete in Deutschland vorgenommen. RÖDER und GRÜTZMACHER (2012) sowie RÖDER und OSTERBURG (2012) haben allerdings auf Basis von eher unspezifischen und hoch skalierten Makrodaten für Deutschland und einzelne Bundesländer Kosten ermittelt. SCHALLER (2014) verwendet Daten für sechs spezielle Mooregebiete in Bayern, Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Niedersachsen. Für Moorflächen aus Schleswig-Holstein wurden noch keine genauen Kosten der Moorvernässung ermittelt und das detaillierte LP-Modell der schleswig-holsteinischen Landwirtschaft bietet darüber hinaus die Möglichkeit Vermeidungskosten anhand sehr spezifischer Daten und Messungen zu ermitteln. Darüber hinaus können anhand der Modellergebnisse, die in Abschnitt 3 eingeführten Implementationsverfahren für Nachhaltigkeitspolitiken, *Regulierung*, *kompensierte Ökologisierung* und *Vertragsnachhaltigkeit* eingehend verglichen werden.

## 5.2 Beschreibung des Untersuchungsgebiets

Die Analyse der Kosten des Klimaschutzes infolge der Wiedervernässungen von Mooren erfolgt pars pro toto für die stark durch Niedermoorflächen und deren landwirtschaftliche Nutzung geprägte Niederung der Eider-Treene. Auf der Karte in Abbildung 5.4 ist die Lage der Eider-Treene-Niederung, zentral auf dem schleswig-holsteinischen Geestrücken, in der Vorgeest hervorgehoben. Es handelt es sich um einen Unternaturraum der neben den nassen Moorböden in den Flussniederungen durch ertragsschwache Sandböden gekennzeichnet ist. Für den Marktfruchtbau liegt

daher kein Gunststandort vor und es wird auf den landwirtschaftlichen Flächen vorwiegend Grundfutter für die Milchviehhaltung erzeugt. Seit dem zweiten Weltkrieg ist es zu einer starken Intensivierung des Futterbaus gekommen, der sich gerade auch in hohen N-Düngungsintensitäten zeigt (POYDA, 2015). Durch den Anbau von Silomais auf den Sandböden der Geest, der in der Milchviehfütterung und der Biogasproduktion Verwendung findet, besteht ein starker Druck die vorhandenen Grünlandflächen intensiv zu nutzen. Daher findet sich auf den Niedermoorböden der Eider-Treene-Niederung ein ausgedehntes und intensiv genutztes Grünlandgebiet innerhalb Schleswig-Holsteins, das trotzdem (oder gerade deswegen) auch eine große Bedeutung für den Vogelschutz hat. Zum Teil werden Grenzstandorte primär zu diesem Zweck als Naturschutzfläche verwendet und zusätzlich besteht über Vertragsnaturschutz eine erprobte Zusammenarbeit mit der regionalen Landwirtschaft (POYDA, 2015).

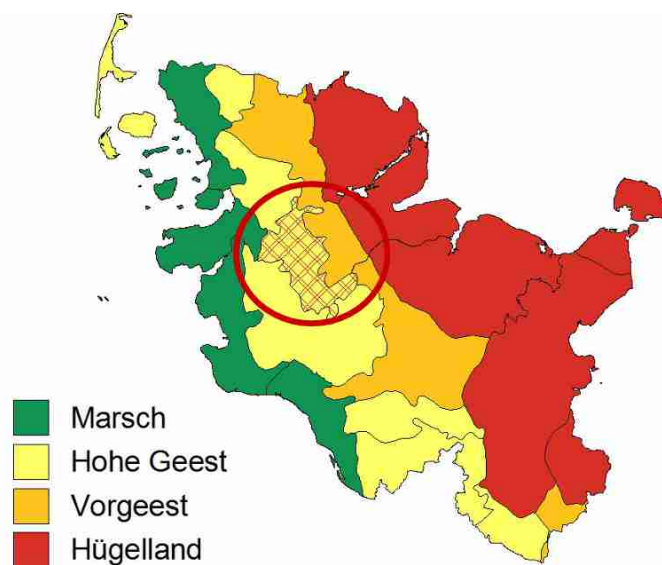


Abbildung 5.4: Lage der Eider-Treene-Niederung in Schleswig-Holstein (Quelle: eigene Darstellung)

Im Rahmen des von der EKSH geförderten Forschungsprojekt „Klima-Milch Schleswig-Holstein“ wurden in dieser Region über zwei Jahre (2012 - 2014) hinweg flächenbezogene Emissionen für die Treibhausgase  $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  und  $\text{CH}_4$  erfasst. Es sind an vier Standorten Messungen durchgeführt worden, um sowohl Bewirtschaftung als auch Entwässerung für die gesamte Region Eider-Treene repräsentativ abbilden zu können. Bei den Standorten handelt es sich um ungenutztes, wiedervernässtes Grasland, extensiv genutztes Grasland, intensiv mit Einschränkung genutztes Grasland und intensiv genutztes Ackerland (POYDA et al., 2015). Wichtiges Unterscheidungsmerkmal zwischen den unterschiedlichen Nutzungsintensitäten ist ein geänderter Grundwasserstand, der die entsprechende Nutzung ermöglicht und direkten Einfluss auf die Treibhausgas-Bilanz der Moorböden hat. Die Klimabilanzen für die vier Untersuchungsflächen gemessen in  $\text{CO}_2$ -Äquivalenten sind in Abbildung 5.5a aufgeführt. Zum einen ist deutlich zu sehen, dass mit abnehmender Intensität die Emissionen an Treibhausgasen abnehmen und zum anderen, dass kein signifikanter Unterschied zwischen den Klimabilanzen von intensiv genutztem Grünland und Ackerland besteht. Schaubild 5.5b zeigt den Zusammenhang zwischen dem Grund-

wasserstand und den Klimabilanzen der untersuchten Standorte. Mit steigendem Grundwasserstand nehmen die Emissionen von Treibhausgasen stark ab. Die in dem Projekt „Klima-Milch Schleswig-Holstein“ ermittelten Messergebnisse liegen dabei in einem ähnlichem Rahmen wie bei vergleichbaren Studien von beispielsweise DRÖSLER et al. (2011, 2012), sind allerdings am oberen Rand dieser Vergleichswerte anzusiedeln (POYDA, 2015; LLUR, 2015).

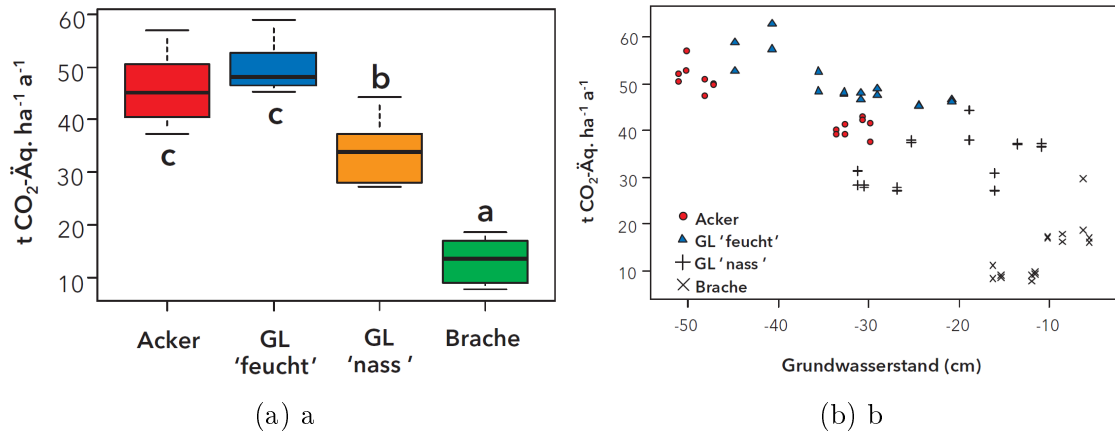


Abbildung 5.5: Gesamte jährliche Klimabilanzen (links) und Zusammenhang der Klimabilanzen der vier Untersuchungsflächen mit dem mittleren Grundwasserstand (rechts). (Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Untersuchungsflächen; Quelle: LLUR, 2015)

Innerhalb des Untersuchungsgebietes der vier Beobachtungsflächen in der Gemeinde Meggerdorf mit einer Größe von 650 ha sind die Geländehöhen, Grundwasserstände und die allgemeine Entwässerungssituation bekannt. Dieses Gebiet kann als repräsentative für die Eider-Treene-Niederung betrachtet werden und mit Hilfe der dort erhobenen Daten wird die Klimawirkung der Niedermoorflächen des Unternaturraums bestimmt. Mit Hilfe der Geländedaten und den ermittelten Klimabilanzen für unterschiedliche Grundwasserstände und Nutzungsintensitäten lassen sich die klimarelevanten Emissionen des Gebiets hochrechnen (POYDA et al., 2015). Zusätzlich zu diesem Status-Quo bei aktueller Grundwasserstandverteilung werden die globalen Erwärmungspotentiale der Moorflächen für zwei Szenarien mit um 10 cm und 20 cm angehobenem Grundwasserstand errechnet. Anhand der bekannten Wasserstände und des ermittelten Zusammenhangs zwischen Grundwasserstand, Nutzungsintensität und Treibhausgasemissionen lassen sich die regional auftretenden Emissionen ermitteln. Zwischen dem Status-Quo und den Szenarien wird die Differenz dieser Emissionen berechnet und es ergeben sich somit die eingesparten Treibhausgasemissionen infolge der Anhebung des Grundwasserspiegels um 10 cm und 20 cm für den Unternaturraum der Eider-Treene-Niederung.

Infolge der Anhebung der Grundwasserstände verändern sich die Nutzungsarten bzw. -potentiale der betroffenen Niedermoorflächen, dargestellt in Abbildung 5.6. Die vier im weiteren verwendeten Nutzungskategorien sind: 1) *intensive Nutzung*, 2) *intensive Nutzung mit Einschränkung*, 3) *extensive Nutzung* und 4) *keine Nutzung*. Diese Änderung der Nutzungsintensität bzw. die Aufgabe der Nutzung auf Flächen ist eine Einschränkung der landwirtschaftlichen Produktion und führt ent-

sprechend zu Kosten für die Landwirtschaft. Die ermittelten Vermeidungskosten des Klimaschutzes durch Moorvernässung werden anhand der beiden Szenarien der Grundwasseranhebung als Umstellungskosten der Landwirtschaft ermittelt.

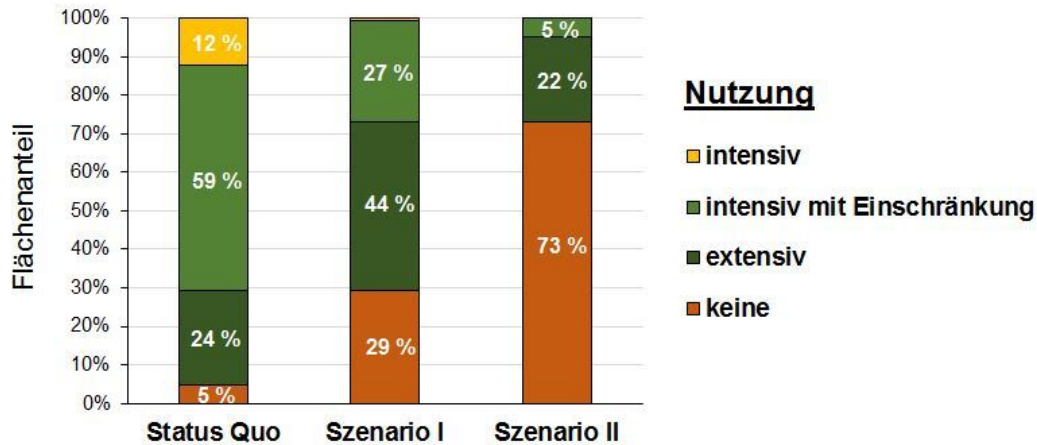


Abbildung 5.6: Aufteilung der Nutzungskategorien des Niedermoorbodens über die Grundwasserszenarien (Quelle: POYDA et al., 2015)

### 5.3 Anwendung des Modells auf die Region

Die naturwissenschaftlichen Ergebnisse des Projekts „Klima-Milch Schleswig-Holstein“ bieten die Möglichkeit, mit Hilfe des LP-Modells der schleswig-holsteinischen Landwirtschaft die ökonomischen Auswirkungen der Moorvernässung zu simulieren. Die Eider-Treene-Niederung ist einer der im Modell verwendeten Unternaturräume, das Untersuchungsgebiet ist also im Modell bereits definiert und integriert (siehe Kapitel 3.1.2 bzw. Anhang A). Im folgenden wird kurz eine Charakterisierung des Unternaturraums innerhalb der Modellparameter dargestellt. Es handelt sich bei der Region um ein intensiv Milch-produzierendes Gebiet, in der ca. 24.000 Milchkühe und die entsprechende Nachzucht an Färsen und Bullen für die Mast gehalten werden. Mit einem Anteil von 74 % handelt es sich bei einem Großteil der Betriebe daher um milchviehhaltende Betriebe, darüber hinaus gibt es noch etwas über 20 % Rindermastbetriebe und im Randgebiet einige Marktfrucht- und Biogasbetriebe. Die Betriebsausrichtung hängt stark mit dem Standortfaktor Boden, also dem Moor bzw. Niedermoor zusammen. Die Gesamtfläche beträgt 28.560 ha, hiervon sind 6.780 ha Mineralböden und 21.770 ha Niedermoorböden. Bei den Mineralböden handelt es sich um leichte Geestböden mit Bodenpunkten zwischen 23- 50, die Niedermoorböden sind den Modellannahmen entsprechend zwischen 20- 65 Bodenpunkten in 5 Klassen im Verhältnis 10 %, 15 %, 25 %, 25 % und 25 % bei steigender Qualitätsstufe aufgeteilt (vgl. Abschnitt 3.1).

Die Region der Eider-Treene-Niederung wird anhand von 10 Durchschnittsbetrieben abgebildet. Konkret handelt es sich dabei um die Klasse der Marktfruchtbetriebe mit weniger als 60 ha, alle Größenklassen der Milchviehbetriebe, die unteren drei Größenklassen der Futterbau Mast Betriebe, sowie um Veredlungsbetriebe mit weniger als 60 ha. In Tabelle 5.1 ist der Anteil der einzelnen Betriebsgrößengruppen an



den insgesamt 419 im Unternaturraum vertretenen Betrieben aufgeführt. Die größte Klasse, Milchviehbetriebe zwischen 60 und 100 ha machen ein Drittel der Betriebe aus, kleine Milchviehbetriebe über 20 % und Milchviehbetriebe größer 100 ha 17 %. Darüber hinaus zeigen Mastbetriebe unter 60 ha mit 18 % einen relativ hohen Anteil, der Rest verteilt sich im niedrigen, einstelligen Prozentbereich auf die übrigen Gruppen.

Tabelle 5.1: Anteil der Betriebe, der gesamten Nutzfläche und der Niedermoorfläche je Betriebstyp in der Eider-Treene-Niederung in Prozent

<b>Betriebstypen</b>	<b>Größe ha</b>	<b>Anteil Betriebe</b>	<b>Anteil Gesamtfläche</b>	<b>Anteil Niedermoor</b>
Marktfrucht	< 60	2	1	0
Futterbau Milch	< 60	21	14	15
Futterbau Milch	60 - 100	33	38	37
Futterbau Milch	100 - 200	16	28	27
Futterbau Milch	> 200	1	2	2
Futterbau Mast	< 60	18	6	7
Futterbau Mast	60 - 100	4	4	4
Futterbau Mast	100 - 200	1	3	3
Veredlung Marktfrucht	< 60	2	1	0
Veredlung Schweine	< 60	1	1	0
Biogas	60 - 100	1	1	1
Biogas	100 - 200	1	2	2
<b>Summe</b>		<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>

Quelle: eigene Berechnungen nach HENNING et al., 2004

Für die Flächen verschieben sich die Anteile der Klassen erwartungsgemäß etwas in Richtung der größeren Betriebe. Milchviehbetriebe zwischen 60 und 100 ha haben auch hierbei mit 38 % den größten Anteil bzw. sogar einen höheren Anteil als bei den Betriebsanteilen; Milchvieh- und Mastbetriebe unter 60 ha haben allerdings zusammen nur noch einen Anteil von 20 % an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche und 22 % an der Niedermoorfläche. Entsprechend liegt der Anteil an der gesamten Nutzfläche bzw. der Niedermoorfläche von Milchviehbetrieben mit mehr als 100 ha bei 30 % bzw. 29 %.

Aufgrund des hohen Grünlandanteils und der aus den Niedermoorböden folgenden faktischen Ackerbeschränkung ist die Anlagendichte an Biogasanlagen in der Eider-Treene-Niederung sehr gering. Daher wird für diese spezielle Fragestellung die Biogasproduktion in der Region abweichend modelliert, um eine vereinfachte Betrachtung zu erhalten. Es sind insgesamt 9 Biogasanlagen vorhanden und zur Darstellung dieser Anlagen werden jeweils 5 und 4 Betriebe der Milchviehgrößenklassen 60 - 100 ha und 100 - 200 ha zu Biogasbetrieben „umgewidmet“ und somit eine neue Betriebsklasse „Biogas“ geschaffen. Diese Betriebe sind mit einer Biogasanlage ausgestattet und betreiben diese Anlage in der Ausgangssituation (Basisszenario).

Innerhalb des Modells werden Niedermoorflächen nur als absolutes Grünland verwendet und eine ackerbauliche Nutzung dieser Flächen ist nicht möglich. Diese Annahme wird, unter pflanzenbaulichen Gesichtspunkten unter anderem durch

die Ergebnisse bei POYDA et al. (2015) und POYDA (2015) bestätigt, obwohl in der Praxis durchaus Ackernutzung von Niedermoorflächen statt findet (wie die Analysen des Projektes „Klima-Milch Schleswig-Holstein“ zeigen). Der Anteil von Moorfläche die für den Ackerbau verwendet wird, beläuft sich in Schleswig-Holstein allerdings nur auf 5% (vgl. Seite 105). Aufgrund dieser Tatsache und weil die Klimabilanz-Ergebnisse der Studie keine signifikanten Unterschiede zwischen der intensiven Ackerbau- und der intensiven Grünlandnutzung festgestellt haben, wird in den folgenden Modellrechnungen intensive Nutzung nur auf intensive Grünlandnutzung bezogen.

Die ermittelten Kosten für Klimaschutz durch Moorvernässung werden zum einen als entgangener Gewinn bzw. Deckungsbeitrag landwirtschaftlicher Betriebe infolge von Nutzungsänderung bzw. der Aufgabe von Niedermoorflächen betrachtet und zusätzlich werden Preise (bzw. die Willingness to accept) ermittelt, bei denen landwirtschaftliche Betriebe ihre Produktion an die entsprechend notwendige Nutzungsstruktur infolge der Vernässung anpassen würden.

Die Kosten als entgangener Gewinn, also die Opportunitätskosten der Wiedervernässung von Mooren zur Triebhausgasreduktion für die Landwirtschaft haben RÖDER und GRÜTZMACHER (2012); RÖDER und OSTERBURG (2012) und SCHALLER (2014) ebenfalls auf ähnliche Weise wie in dieser Arbeit bestimmt. RÖDER und GRÜTZMACHER (2012) sowie RÖDER und OSTERBURG (2012) haben die kurz- und langfristigen Kosten bei vollständiger Nutzungsaufgabe der gesamten deutschen Moorfläche mit Hilfe von Deckungsbeitragsänderungen, Pachten und der Bruttowertschöpfung berechnet. Zum einen erfolgten diese Rechnung allerdings mit unspezifischen statistischen Daten der Moornutzung (SCHALLER, 2014) und zum anderen kann mit dem in dieser Arbeit gewählten Ansatz speziell die angepasste Nutzungsänderung infolge von Wiedervernässung ohne komplette Nutzungsaufgabe der Moorflächen betrachtet werden. SCHALLER (2014) hat anhand von Betriebsbefragungen und Deckungsbeitragsrechnungen für sechs Regionen kurz- und langfristige Kosten der Nutzungsänderung bei Wiedervernässung untersucht. Grundsätzlich besteht daher eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit den Ergebnissen in dieser Arbeit, allerdings fehlen bei SCHALLER (2014) explizit Moorflächen in Schleswig-Holstein.

Für eine weitergehenden Analyse der Vermeidungskosten in der Eider-Treene-Sorge werden die politischen Implementationsverfahren aus Abschnitt 3.3 verwendet. Unterschieden wird dabei in einen regulatorischen Ansatz, in dem von staatlicher Seite ein Ziel per pauschaler Verpflichtung aller in einer Region liegenden Betriebe erreicht werden soll, ein damit eng zusammenhängendes Vorgehen bei dem der regulatorische Eingriff pauschal kompensiert wird und einen marktkonformen Ansatz, in dem eine Beteiligung an einer gesellschaftlichen oder staatlichen gewünschten Moorvernässung per Auktion ermittelt wird (vgl. Abschnitt 3.3).

### **Regulierung und kompensierte Ökologisierung**

Die Kosten der Vernässung von Moorflächen für die *Regulierung* sind in dem Modell als der entgangene Gewinn bzw. Deckungsbeitrag der Betriebe durch die zusätzliche Beschränkung einen Teil der Niedermoorflächen gar nicht mehr und andere Flächen weniger intensiv nutzen zu dürfen definiert. Die Kosten in Formel 5.1 sind der Deckungsbeitrag eines Betriebes in der Ausgangssituation (Base) abzüglich des Deckungsbeitrages nach der Anhebung des Grundwasserspiegels (GW-Szenario) und

der somit eintretenden Moorvernässung.

$$Kosten_{GW-Szenario} = DB_{Base} - DB_{GW-Szenario} \quad (5.1)$$

Im Modell wird dies durch die Aufnahme weiterer Restriktionen in das LP abgebildet, die analog zu den im „Klima-Milch Schleswig-Holstein“-Projekt ermittelten Szenarien den Anteil der Moorfläche (vgl. Abbildung 5.6 in Abschnitt 5.2) mit beispielsweise intensivem Grünland auf den entsprechenden Prozentsatz einschränkt. Diese Restriktionen beziehen sich dabei auf die Betriebsebene, für jeden im Modell verwendeten Durchschnittsbetrieb gelten diese Beschränkungen. In welcher Weise die Modellbetriebe ihr Produktionsprogramm anpassen um möglichst optimal auf diese Änderung der Situation zu reagieren, bleibt Ihnen dabei freigestellt. Die Kosten können auf Betriebsebene und als Durchschnitt des Unternaturraums als Kosten je Hektar und anhand der Emissionswerte bzw. der ermittelten Emissionseinsparungen je Szenario der Grundwasseranhebung (vgl. Abschnitt 5.2) als Kosten je Tonne CO<sub>2</sub>-Äquivalent berechnet werden. Im Falle des Regulationsverfahrenes sind die gesamten Kosten einer Vernässung der Moorflächen für die Szenarien I und II gerade der entgangenen Deckungsbeitrag des landwirtschaftlichen Sektors in der Region Eider-Treene. Analog zu Abbildung 3.2a in Abschnitt 3.3 entspricht dies genau der Fläche unterhalb der Kostenfunktion für das Nachhaltigkeitsgut Klimaschutz durch Moorvernässung.

Im Falle der *kompensierten Ökologisierung* wird der Definition aus Abschnitt 3.3 folgend, genau wie bei der Regulierung ein allgemeiner Standard gesetzt, den die landwirtschaftlichen Betriebe einhalten müssen. Es ist also keine weitere Modellrechnung notwendig um dieses Vorgehen abzubilden. Der Unterschied besteht in einer pauschal als Durchschnittswert der entstanden Kosten gezahlten Kompensation des neu eingeführten Standards. Diese pauschale Kompensationszahlung würde bei einer tatsächlichen Implementierung dieses Verfahrens aus der Erfahrung heraus anhand von statistischen Daten, Beispielrechnungen, Expertenwissen und infolge von politischen Forderungen und Positionen bestimmt werden. Im vorliegenden Modell sind die anfallenden Kosten der Betriebe und damit der Region Eider-Treene-Niederung allerdings bekannt, so dass für die Kompensationszahlungen die durchschnittlich in der Region anfallenden Kosten infolge der Wiedervernässung angenommen werden. Das vom Staat benötigte Budget berechnet sich aus den Durchschnittskosten multipliziert mit der betroffenen Fläche in dem Unternaturraum. Da die Durchschnittskosten anhand der individuell für alle Betriebe anfallenden Kosten bestimmt werden, entspricht das Budget gerade der Summe der anfallenden Kosten durch die Implementierung der Grundwasseranhebungen. Anders gesagt, entspricht die in Abbildung 3.2b als Budget bezeichnet Fläche gerade der Fläche unterhalb der Kostenfunktion in den Abbildungen 3.2a und 3.2b. In dem hier beschriebenen Vorgehen würde der Staat die entstandenen Kosten also vollständig ausgleichen. Da aber einige Betriebe Kosten unterhalb des Durchschnittswertes und andere darüber haben, erzielen einige Betriebe eine Rente und anderen Betrieben würden die ihnen entstehenden Kosten nicht vollständig kompensiert.

### Vertragsnachhaltigkeit

Die *Vertragsnachhaltigkeit* wird mittels der Einführung eines Marktes für Nutzungsrechte betrachtet und anhand des LP-Modells simuliert. Die im „Klima-Milch Schleswig-

Holstein“-Projekt ermittelten Flächenumfänge der Nutzungseinschränkung für die Szenarien der Grundwasseranhebung werden dabei als Nachfrage der Gesellschaft nach Moorvernässung zum Ziel des Klimaschutzes angenommen. Das angestrebte Marktgleichgewicht ist in den Gleichungen (5.2) - (5.6) dargestellt. Die (angenommene) Nachfrage nach eingeschränkt und nicht genutzter Moorfläche muss der von den Produzenten bzw. Landeigentümern angebotenen Fläche entsprechen. Die angebotene Fläche für eingeschränkt und nicht genutzte Moorfläche ist wiederum von den gezahlten Preisen für diese Fläche abhängig und es gilt, dass der Staat sein Budget minimieren möchte.

$$\text{nachgefragte Moorvernässung} \Rightarrow \text{determiniert Nutzungsstruktur Niedermoor} \quad (5.2)$$

$$\text{nachgefragte keine Nutzung} = \text{angebotene keine Nutzung}(P_1) \quad (5.3)$$

$$\text{nachgefragte extensive Nutzung} = \text{angebotene extensive Nutzung}(P_2) \quad (5.4)$$

$$\text{nachgefragte int. Nutzung mit Einsch.} = \text{angebotene int. Nutzung mit Einsch.}(P_3) \quad (5.5)$$

$$\text{Min. Budget} = \sum_{k=1}^3 P_k \text{Flaeche}_{\text{Nutzung}} \quad (5.6)$$

Konkret werden die Ergebnisse des Marktgeschehens durch mehrfaches Lösen des LP-Modells in einer Schleife erreicht. Dabei werden den Betrieben des Modells für diese Simulation keine Restriktionen auferlegt wie viel der Niedermoorfläche sie nicht mehr oder weniger intensiv nutzen dürfen, sondern den Betrieben wird der genannte Preis dafür gezahlt, die Flächen nur in der entsprechenden Intensität oder gar nicht zu nutzen. Analog zu den vier Nutzungskategorien aus Abschnitt 5.2 werden also drei verschiedene Preise benötigt, um den Betrieben eine Einschränkung ihrer Produktionsmöglichkeiten abzukaufen<sup>15</sup>. Für die Preise der Nutzungseinschränkungen werden Startwerte festgelegt, das LP-Modell wird gelöst und die Nutzungsumfänge der einzelnen Kategorien in der Region werden mit der Nachfrage nach Fläche anhand der Grundwasserszenarien verglichen. Weichen die bei den bestehenden Preisen ermittelten Nutzungsumfänge von der Nachfrage ab, werden die Preise entsprechend erhöht oder gesenkt und das LP-Modell wird erneut gelöst. In einem iterativen Prozess wird diese Schleife solange fortgesetzt, bis Angebot und Nachfrage übereinstimmen. Die Kosten der Grundwasseranhebung für die Nachfrager, also den Staat bzw. die Gesellschaft entsprechen genau den ermittelten Preise mal den Flächenumfängen der Nutzungseinschränkungen. Folglich erhalten die Anbieter, landwirtschaftliche Produzenten bzw. Bodeneigentümer diesen Betrag als Einkünfte.

Zum Vergleich zwischen den Implementierungsverfahren *Regulierung* und *kompens-*

---

<sup>15</sup>Für die intensive Nutzung ist kein Preis notwendig, da diese Kategorie keine Einschränkung darstellt.

sierter *Ökologisierung* auf der einen und *Vertragsnachhaltigkeit* auf der anderen Seite werden die Kosten je Tonne CO<sub>2</sub>-Äquivalent verwendet. Zum einen sind aus Sicht des Klimaschutzes dies die entscheidenden Kosten, zum anderen ist somit eine Vergleichbarkeit mit anderen Klimaschutzbemühungen gegeben.

## 5.4 Ergebnisse

Die Kosten der Moorvernässung auf Grundlage der Modellsimulationen werden im Folgenden zuerst für die *Regulierung* und *Kompensierung* sowie anschließend für die *Marktlösung* vergleichend dargestellt.

### 5.4.1 Regulierung und kompensierte Ökologisierung

Für die Szenarien der Grundwasseranhebung (GW-Anhebung) um 10 cm und 20 cm sind in Tabelle 5.2 die durchschnittlichen Kosten der einzelnen Betriebstypen sowie des Unternaturraums je Hektar angegeben. Es fehlen die Betriebsausrichtungen Marktfrucht und Schweinehaltung, bei denen keine (relevanten) Kosten entstehen, da diese Betriebe keine bzw. kaum Niedermoorflächen besitzen (vgl. Tabelle 5.1).

Tabelle 5.2: Durchschnittskosten der Moorvernässung in €/ha pro Jahr

Betriebstyp	ha	GW Anhebung	GW Anhebung
		um 10 cm	um 20 cm
Milchvieh	< 60	182	540
Milchvieh	60 - 100	106	416
Milchvieh	100 - 200	106	290
Milchvieh	> 200	65	240
Rindermast	< 60	137	268
Rindermast	60 - 100	22	150
Rindermast	100 - 200	1	12
Biogas	60 - 100	194	596
Biogas	100 - 200	119	392
∅ - Eider-Treene-Niederung		112	359

Quelle: eigene Berechnungen

Die Durchschnittskosten in der Eider-Treene-Region liegen bei 112 €/ha für eine Anhebung des Grundwasserstandes um 10 cm und bei 359 €/ha für eine Anhebung von 20 cm. Die starke Nutzungseinschränkung des Szenario II mit fast dreiviertel der Niedermoorfläche ohne landwirtschaftliche Nutzung führt zu mehr als dreimal so hohen Kosten für die Betriebe als die moderatere Einschränkung des Szenario I. Über die unterschiedlichen Betriebsgruppen zeigen sich allerdings für beide Szenarien deutliche Abweichungen vom Durchschnitt der Region. Am stärksten betroffen sind die wenigen Biogasbetriebe, die in beiden Größenklassen über den Durchschnittswerten der Region liegen. Milchviehbetriebe, als die prägende und entscheidende Betriebsausrichtung der Niederung, haben zum Teil ebenfalls überdurchschnittlich

hohe Kosten, allerdings hängt dies stark von der Größe ab. Besonders kleine Betriebe unter 60 ha weisen überdurchschnittlich hohe Kosten auf und große Betriebe über 200 ha liegen im moderaten Szenario mit 10 cm Grundwasseranhebung bei nur etwa 50 % der Durchschnittskosten. Rindermastbetriebe können am besten auf die Nutzungseinschränkungen reagieren und zeigen fast durchgehend relativ niedrige Kosten. Zusätzlich gibt es auch ein starkes Gefälle zwischen den Größenklassen, so dass den Rindermastbetrieben über 100 ha kaum Kosten durch die Grundwasseranhebung entstehen.

Tabelle 5.3: Flächenumfänge und Gesamtkosten der Moorvernässung

	GW Anhebung 10 cm		GW Anhebung 20 cm	
	Fläche	Kosten	Fläche	Kosten
	ha	€	ha	€
intensive Nutzung	113		5	
intensive Nutzung mit Einschränkung	5.794		732	
extensive Nutzung	8.967		5.057	
keine Nutzung	6.903		15.983	
<b>Summe</b>	<b>21.777</b>	<b>2.442.926</b>	<b>21.777</b>	<b>7.825.571</b>

Quelle: eigene Berechnungen

In Tabelle 5.3 sind neben den absoluten Flächenumfängen der einzelnen Nutzungskategorien für beide Szenarien ebenfalls die gesamten in dem Unternaturraum Eider-Treene-Niederung anfallenden Kosten durch die Grundwasseranhebungen aufgeführt. Diese Werte zeigen den gesamten Deckungsbeitragsverlust des landwirtschaftlichen Sektors in der Region für die Verfahren *Regulierung* und *kompensierte Ökologisierung* und stellen gleichzeitig den Umfang des benötigten Budgets für das Verfahren der *kompensierten Ökologisierung* dar.

Für die in dem gesamten Unternaturraum Eider-Treene-Niederung eingesparten CO<sub>2</sub>-Emissionen von 205.440 t CO<sub>2</sub>-Äq a<sup>-1</sup> für 10 cm Grundwasseranhebung und 468.772 t CO<sub>2</sub>-Äq a<sup>-1</sup> für 20 cm Grundwasseranhebung errechnen sich somit Kosten von 11,89 €/t CO<sub>2</sub>-Äq a<sup>-1</sup> (Szenario I) und 16,69 €/t CO<sub>2</sub>-Äq a<sup>-1</sup> (Szenario II). Die Klimaschutzkosten liegen damit am unteren Ende vergleichbarer Ergebnisse aus anderen Mooregebieten; DRÖSLER et al. (2011) haben beispielsweise eine Spanne zwischen 10 und 135 €/t CO<sub>2</sub>-Äq a<sup>-1</sup> in verschiedene deutschen Mooregebieten ermittelt; kurzfristig ergeben sich bei SCHALLER (2014) Vermeidungskosten der Moorvernässung in Höhe von 24-63 €/t CO<sub>2</sub>-Äq a<sup>-1</sup> und langfristig von 2-13 €/t CO<sub>2</sub>-Äq a<sup>-1</sup>.

In Abbildung 5.7 sind die Durchschnittskosten der Grundwasseranhebung für unterschiedliche Milchpreise in einer Spanne zwischen 20 Cent/kg und 40 Cent/kg aufgeführt. Eine Sensitivitätsanalyse der Kosten gegenüber Preisen für landwirtschaftliche Erzeugnisse ist gerade aufgrund der Tatsache, dass es sich bei den im LP-Modell verwendeten Output- und Inputpreisen um Mittelwerte anhand von Zeitreihen der letzten Jahre handelt, sinnvoll. Da Milch das mit Abstand wichtigste Erzeugnis der Region ist, wird der Fokus auf die Preisvariation des Milchpreises gelegt. Preisvariationen für Inputfaktoren wie z.B. Futtermittel wären ebenfalls möglich, da für die

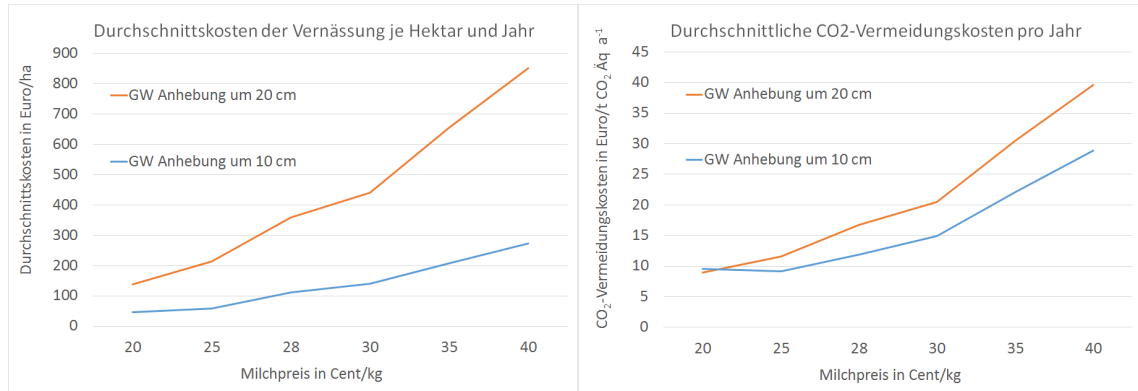


Abbildung 5.7: Vermeidungskosten der Grundwasseranhebung in Abhängigkeit des Milchpreises (Quelle: eigene Berechnungen)

Tabelle 5.4: Tierbestand in der Eider-Treene-Niederung je Szenario bei Regulierung

Tiere	Status Quo	GW Anhebung um 10 cm	GW Anhebung um 20 cm
Milchkühe	23.652	18.603	9.356
Färsenaufzucht Milch	11.130	8.754	4.403
Bullenmast intensiv	7.482	9.838	13.367
Bullenmast extensiv	0	0	62
Mutterkühe	12	12	12
Färsenaufzucht FR	3	3	3
Bullenmast FR	6	6	6
Färsenmast FR	3	3	3
Schweinmast	4.946	4.946	4.946
Sauenhaltung	1.041	1.041	1.041

Quelle: eigene Berechnungen

Produktionsentscheidung der Betriebe aber lediglich das Preisverhältnis von Input- zu Outputpreisen entscheidend ist, wird an dieser Stelle exemplarisch nur der Milchpreis variiert.

Der Mittelwert der Zeitreihendaten im Modell der für die in Tabelle 5.2 berechneten Kosten verwendet wurde, liegt bei 28 Cent/kg. Über die gesamte Spanne ist eine hohe Abhängigkeit der Vernässungskosten von dem Milchpreis zu erkennen. In dem linken Schaubild ist zu sehen, dass sich die Kosten für eine 10 cm Grundwasseranhebung zwischen 50 €/ha und 280 €/ha und für eine Anhebung um 20 cm bereits zwischen 138 €/ha und 852 €/ha bewegen. Dieser grundsätzliche Zusammenhang bleibt bestehen wenn die Werte für die Vermeidungskosten je Tonne CO<sub>2</sub> betrachtet werden. Allerdings sind die Unterschiede zwischen den beiden Szenarien der Grundwasseranhebung deutlich geringer, so dass bei einem sehr niedrigen Milchpreis von 20 Cent/kg jede eingesparte Tonne CO<sub>2</sub> in beiden Szenarien mit ca. 10 €/t CO<sub>2</sub>-Äq a<sup>-1</sup> etwa gleich teuer ist. Bei einem sehr hohen Preis von 40 Cent/kg Milch ist ein Abstand von 10 €/t CO<sub>2</sub>-Äq a<sup>-1</sup> zwischen beiden Anhebungsszenarien gegeben.

Wie bereits beschrieben, sind die Kosten der Moorvernässung als entgangener Deckungsbeitrag definiert, es ist daher interessant auch die Auswirkungen der ein-

geführten Restriktionen auf die Produktionsstruktur bzw. realen Outputs zu betrachten. Die relevanten Marktfrüchte werden durch die Niedermooreinschränkung nicht beeinflusst, da Moorflächen zur Raufutterproduktion in der Tierhaltung verwendet werden. In Tabelle 5.4 sind die Tierbestände der Eider-Treene-Niederung für jeweils den Status quo und die beiden Grundwasseranhebungs Szenarien aufgeführt. Der Bestand an Mastschweinen und Sauen ändert sich nicht, da diese nicht von der Einschränkung der nutzbaren Niedermoorfläche betroffen sind. Zu erkennen ist allerdings eine Abnahme der Milchkühe über die Szenarien und eine Zunahme der Bullenmast. Auf den nur noch extensiv nutzbaren Niedermoorflächen ist eine Raufutterproduktion für Bullen weiterhin möglich, die hohen Anforderungen einer intensiven Milchviehhaltung können allerdings nicht mehr gedeckt werden.

Die beschriebenen Ergebnisse bilden sowohl das politische Verfahren der *Regulierung*, als auch der *kompensierten Ökologisierung* ab. Für den Fall der *Regulierung* ergeben sich zum einen die in Tabelle 5.3 angegebenen Gesamtkosten in der Region und auf Betriebsebene die jeweiligen Kosten aus Tabelle 5.2. Diese entsprechen den ökonomischen Auswirkungen der Moorvernässung bzw. der Fläche unter der Kostenfunktion aus Abbildung 3.2a und damit dem Effekt auf die gesellschaftliche Wohlfahrt infolge der *Regulierung*. Diese Fläche und damit die gesamten, dem landwirtschaftlichen Sektor entstehenden Kosten ändert sich im Fall der *kompensierten Ökologisierung* oder kurz Kompensierung nicht. Durch den pauschalen Ausgleich der Kosten kommt es allerdings zu Über- und Unterkompensation für unterschiedliche Betriebe. In Abbildung 5.8 sind die Renten der Modellbetriebe dargestellt. Die durchschnittlichen Kosten werden für die Kompensierung als Auszahlungen angenommen (daher entspricht das Budget den ermittelten Gesamtkosten wie in Tabelle 5.3 aufgeführt), so dass Betriebe mit Kosten unterhalb des Mittelwertes durch die Kompensierung „gewinnen“ und entsprechend umgekehrt die Betriebe mit Kosten oberhalb des Mittelwertes „verlieren“. Die Gesamtsummen sind mit 293.734 € für 10 cm Grundwasseranhebung und 1.127.113 € für 20 cm Anhebung für die positiven und negativen Renten gleich groß. Im Vergleich zur Regulierung sind alle Betriebe besser gestellt, im Vergleich zur Situation vor der Vernässung können allerdings einige Betriebe einen zusätzlichen Gewinn verbuchen. Durch die pauschale Kompensation wird im Prinzip von Betrieben mit höheren Kosten zu Betrieben mit niedrigeren Kosten umverteilt.

### 5.4.2 Vertragsnachhaltigkeit

Der Markt für *Vertragsnachhaltigkeit* des Umweltgutes „Klimaschutz durch Moorvernässung“ wird in der Form modelliert, dass für jeden Hektar Niedermoorfläche der in einer Nutzungskategorie verwendet wird die zu einer Einschränkung der Intensität führt, ein Preis gezahlt wird. Durch diesen Betrag wird den landwirtschaftlichen Betrieben das Recht abgekauft die eingebrachten Flächen ohne Auflagen zu bewirtschaften, die maximal zulässige Intensität wird durch diese Zahlung festgelegt. Die Nutzungskategorien sind dabei allerdings nur das Folgeprodukt einer entsprechenden Grundwasseranhebung.

Für die drei Nutzungskategorien: 1) *intensive Nutzung mit Einschränkung*, 2) *extensive Nutzung* und 3) *keine Nutzung* sind die Preise im Marktgleichgewicht für eine Grundwasseranhebung um 10 cm und 20 cm in Tabelle 5.5 aufgeführt. Die Gesamtkosten der Marktlösung bzw. das benötigte Budget ergeben sich, wie in



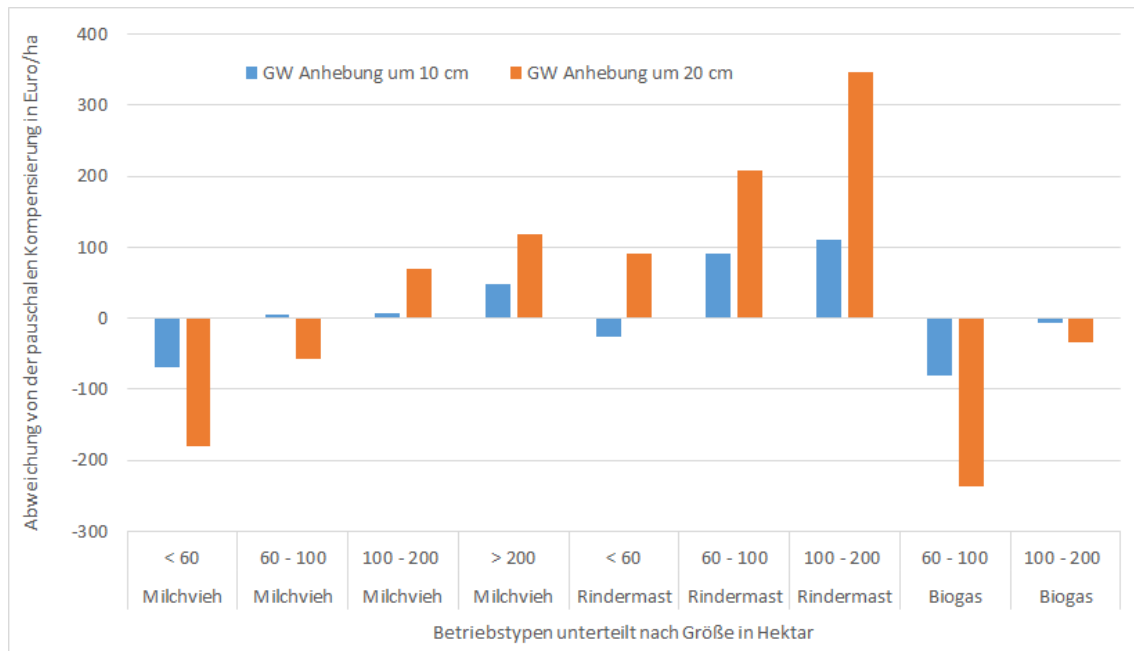


Abbildung 5.8: Über- und Unterkompensation nach Betrieben bei durchschnittlicher Kompensierung (Quelle: eigene Berechnungen)

Abschnitt 5.3 beschrieben, aus dem Preis für die Nutzungseinschränkung multipliziert mit der angebotenen bzw. vernässten Fläche. Insgesamt fallen in Szenario I in der Eider-Treene-Niederung Kosten von 4.569.824 €/Jahr und in Szenario II von 17.124.683 €/Jahr durch die Grundwasseranhebung an. Anhand der eingesparten CO<sub>2</sub>-Emissionen und den anfallenden Kosten der Vernässungsmaßnahme durch die „Auktion“ ergeben sich für Szenario I Vermeidungskosten von 23,79 €/t CO<sub>2</sub>-Äq a<sup>-1</sup> und für Szenario II von 37,27 €/t CO<sub>2</sub>-Äq a<sup>-1</sup>.

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass für eine Konvergenz des Modells, also für die Einstellung des Marktgleichgewichts, eine Abweichung von 8 % zwischen der angebotenen Fläche und der nachgefragten Fläche zugelassen werden muss. Daher werden nicht exakt die gleichen Flächenumfänge wie unter dem Verfahren der *Regulierung* erreicht und entsprechend weichen auch die eingesparten Emissionsmengen leicht ab: 192.105,80 t CO<sub>2</sub>-Äq a<sup>-1</sup> für eine Grundwasseranhebung von 10 cm und 459.474,44 t CO<sub>2</sub>-Äq a<sup>-1</sup> für 20 cm (vgl. Seite 118).

Das gesamte Budget für die *Vertragsnachhaltigkeit* ist bei einer Anhebung des Grundwasserspiegels um 10 cm knapp doppelt so hoch und für 20 cm sogar mehr als doppelt so hoch wie das Budget der *kompensierten Ökologisierung*. Wie bereits in Kapitel 3.3 erläutert, ist der Grund für diese deutlich höheren Budgetkosten eine anfallende Produzentenrente. Die auf dem Markt ermittelten Preise entsprechen gerade den Grenzkosten der Flächenbereitstellung des letzten Anbieters. Nimmt man beispielsweise den Preis von 450,49 € für „keine Nutzung“ im Szenario I, so entspricht dieser gerade den Grenzkosten für die Einhaltung dieser Nutzungskategorie auf dem letzten Hektar der auf dem Markt angeboten wird. Der Großteil der Fläche wäre auch zu einem niedrigeren Preis in dem Markt eingebracht worden, da die Grenzkosten unter diesem Preis liegen. Auf dem modellierten Markt erhalten alle Betriebe den gleichen Marktpreis, so dass für die Betriebe durch die Beteiligung am Markt eine Rente generiert wird. Die Renten der jeweiligen Betriebsklassen normiert

Tabelle 5.5: Preise, Flächenumfang und Budget nach Nutzungskategorien und Szenarien für die Marktsimulation pro Jahr

Nutzung	GW Anhebung 10 cm			GW Anhebung 20 cm		
	Preis €/ha	Fläche ha	Budget €	Preis €/ha	Fläche ha	Budget €
intensiv mit Einschränkung	1,97	5.794	11.413	13,06	732	9.564
extensiv	161,53	8.967	1.448.500	222,38	5.057	1.124.478
keine	450,49	6.903	3.109.911	1.000,50	15.983	15.990.641
<b>Summe</b>			<b>4.569.824</b>			<b>17.124.683</b>

Quelle: eigene Berechnungen

auf einen Hektar sind in Abbildung 5.9 aufgeführt. Zum Vergleich wird die durchschnittlich in der gesamten Region erzielte Rente je Hektar für das jeweilige Szenario dargestellt. Im Mittel erzielen die Betriebe 116 €/ha im Szenario mit 10 cm höherem Wasserstand und 452 €/ha bei einer Anhebung um 20 cm. Die größten „Gewinner“, mit Renten doppelt bis dreimal so hoch wie der Durchschnitt, sind die Betriebe mit den niedrigsten Kosten in Folge der Moorvernässung, also überwiegend große Rindermast Betriebe.

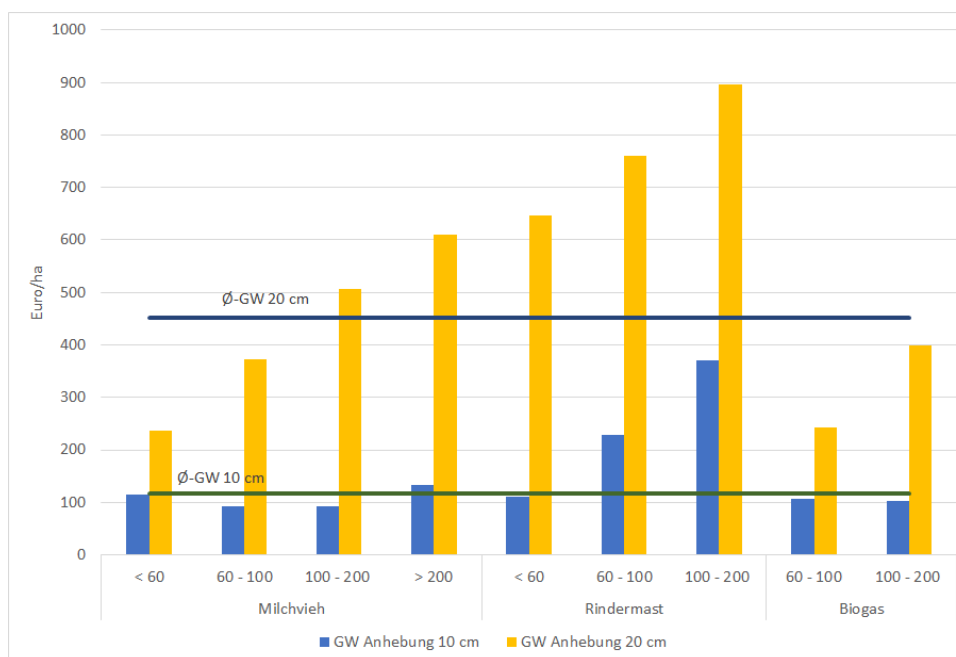


Abbildung 5.9: Renten der Betriebsklassen bei Vertragsnachhaltigkeit für 10 cm und 20 cm Grundwasseranhebung (Quelle: eigene Berechnungen)

Entscheidendes Merkmal des Marktes für *Vertragsnachhaltigkeit* ist, dass die Betriebe freiwillig anhand einer ökonomischen Bewertung teilnehmen. Jeder Betrieb entscheidet aufgrund der gezahlten Preise mit wie viel Fläche es sinnvoll ist, in den Markt einzusteigen. Demzufolge unterscheiden sich bei der Marktlösung für die verschiedenen Betriebstypen die Anteile der einzelnen Nutzungskategorien erheblich.

Bei der *Regulierung* und *Kompensierung* waren die zulässigen Umfänge der einzelnen Nutzungskategorien strikt nach Abbildung 5.6 vorgegeben. Auf dem Markt ist entscheidend, dass diese Umfänge in Summe in der Region erreicht werden. In Abbildung 5.10 und 5.11 sind die Anteile der Nutzungskategorien für die relevanten Modellbetriebe aufgeführt. Zusätzlich ist rechts die Aufteilung des Unternaturraums angegeben. Korrespondierend zu den Renten ist deutlich zu erkennen, dass vor allem Rindermastbetriebe schon bei einer Anhebung des Wasserstandes um 10 cm fast vollständig ihre Flächen für „keine Nutzung“ zur Verfügung stellen. Für die anderen Betriebe ist es sinnvoller, weniger Einschränkungen hinzunehmen und damit niedrigere Preise am Markt zu erzielen, aber weiterhin möglichst intensiv produzieren zu können.

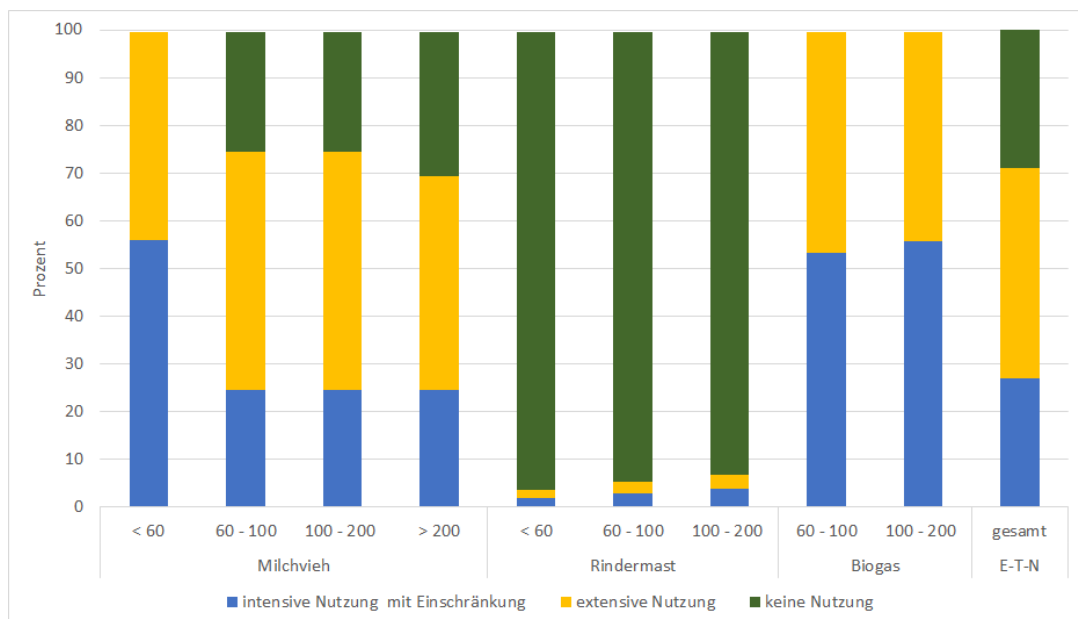


Abbildung 5.10: Anteile der Nutzungskategorien an der Niedermoorfläche für die einzelnen Betriebstypen bei GW 10 cm (Quelle: eigene Berechnungen)

In Tabelle 5.6 sind die Tierbestände der Eider-Treene-Niederung für beide Szenarien im Falle der *Vertragsnachhaltigkeit* aufgeführt. Im Vergleich zu den Tierbeständen bei *Regulierung* oder *kompensierter Ökologisierung* in Tabelle 5.4 fällt auf, dass bei einer Wasserstandsanhhebung um 10 cm insgesamt mehr Rinder gehalten werden. Durch die Marktlösung wird es den Betrieben ermöglicht, die vorhandene Niedermoorfläche besser für die Tierhaltung auszunutzen. Bei einer Anhebung um 20 cm werden bei der Marktlösung ca. 800 Mastbullen weniger gehalten als in den restriktiveren Verfahren, dafür können 800 Milchkühe mehr gehalten werden, mit denen ein größerer Deckungsbeitrag erwirtschaftet werden kann.

### 5.4.3 Einordnung und Vergleich

Bei dem verwendeten LP-Modell handelt es sich um einen komparativ-statischen Ansatz, mit dessen Hilfe mittelfristige Gleichgewichtszustände abgebildet werden können. Dynamische Effekte, wie Investitionsentscheidungen, Pachtmärkte oder Hofnachfolge werden nicht modelliert. Es ist wahrscheinlich, dass bei Einbeziehung die-

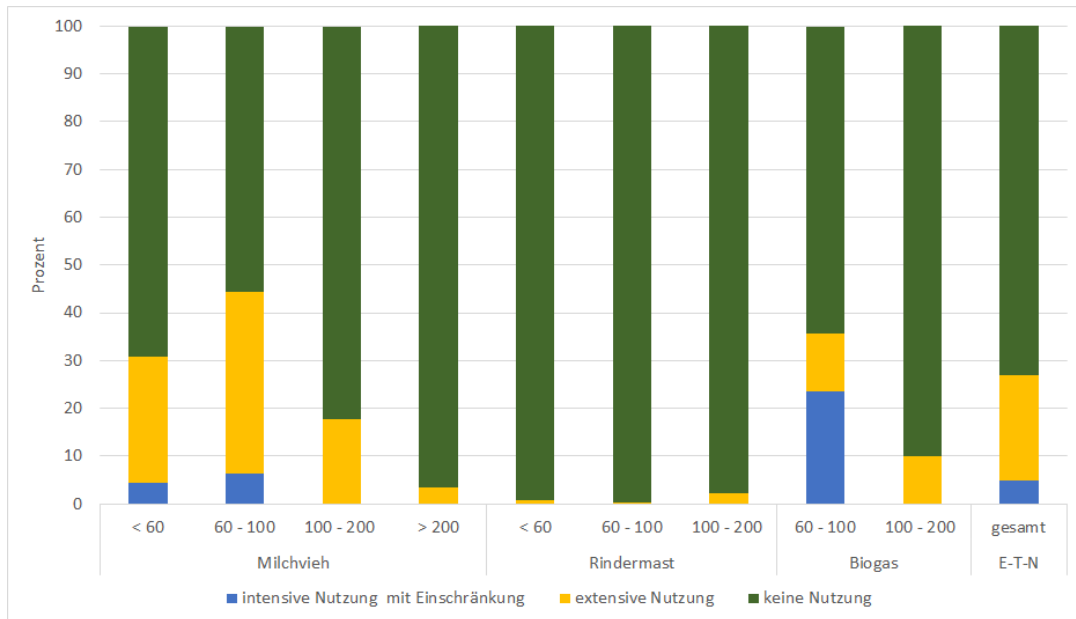


Abbildung 5.11: Anteile der Nutzungskategorien an der Niedermoorfläche für die einzelnen Betriebstypen bei GW 20 cm (Quelle: eigene Berechnungen)

Tabelle 5.6: Tierbestand in der Eider-Treene-Niederung je Szenario bei Vertragsnachhaltigkeit

Tiere	Status Quo	GW Anhebung	
		um 10 cm	um 20 cm
Milchkühe	23.652	20.323	10.191
Färsenaufzucht Milch	11.130	9.564	4.796
Bullenmast intensiv	7.470	6.250	12.525
Mutterkühe	12	0	0
Färsenaufzucht FR	3	0	0
Bullenmast FR	6	0	0
Färsenmast FR	3	0	0
Schweinemast	4.946	4.946	4.946
Sauenhaltung	1.041	1.041	1.041

Quelle: eigene Berechnungen

ser Effekten die Kosten noch niedriger ausfallen. Durch die Einstellung der landwirtschaftlichen Produktion auf einzelnen Betrieben und die Verlagerung von Produktionsfaktoren zu den effizienter wirtschaftenden Betrieben würden auch die Vermeidungskosten des Klimaschutzes profitieren. Vor allem aufgrund der beobachteten niedrigen Kosten des Modells für große Betriebe lässt sich diese Entwicklung ableiten. Dies bedeute indes auch, dass für einzelne Betriebe durch eine Moorvernässung ein erheblicher Eingriff in die Produktion erfolgt und zum Teil die Entscheidung über eine Weiterführung des Betriebes beeinflusst wird. Es ist davon auszugehen, dass der Strukturwandel durch eine eine solche Maßnahme deutlich verstärkt wird. Durch die methodischen Einschränkungen des verwendeten LP-Modells kann über derartige Folgen allerdings keine eindeutige Aussage getroffen werden.

Die in dieser Arbeit berechneten Vermeidungskosten sind explizit als die in der Landwirtschaft anfallenden Kosten definiert, in weiteren Forschungsprojekten zu diesem Thema, wie beispielsweise bei DRÖSLER et al. (2012), wurden teilweise auch die Planungs- und Durchführungskosten der konkreten Vernässungsmaßnahmen mit berücksichtigt. In der untersuchten Eider-Treene-Niederung und für den Großteil der Niedermoorflächen in Schleswig-Holstein sind die Planungs- und Durchführungskosten wenig relevant. Bei den untersuchten Flächen, handelt es sich um tief liegende Niedermoorflächen auf denen der Grundwasserstand künstlich auf dem derzeitigen Level gehalten wird, um eine landwirtschaftliche Nutzung überhaupt möglich zu machen. In der Regel führt bereits eine Einstellung dieser Entwässerungsmaßnahmen zu einer Vernässung der Flächen, so dass kaum weitere Kosten anfallen. Vielmehr kann davon ausgegangen werden, dass der Betrieb von Pumpstationen usw. bereits jetzt Kosten verursacht und für eine Fortführung der landwirtschaftlichen Nutzung auf Moorflächen mittel- bis langfristige Kosten für eine weitere Sicherstellung der Entwässerung anfallen.

Unter Berücksichtigung der Tatsache, dass eine Grundwasseranhebung um 10 cm in dem analysierten Mooregebiet niedrigere Kosten je Tonne CO<sub>2</sub>-Äquivalent verursacht als eine fast vollständige Vernässung bei 20 cm Anhebung, sind die Kosten der Entwässerungsmaßnahmen zusätzlich von Interesse. Der Unterschied zwischen den beiden Vernässungsszenarien zeigt, dass bei einer moderaten Vernässung weiterhin relativ intensive Landwirtschaft möglich ist und dabei zu niedrigen Kosten Treibhausgase gespart werden können. Durch ein verbessertes und kleinteiliges Entwässerungssystem ist es denkbar, dass die Kosten einer moderaten Grundwasseranhebung noch niedriger ausfallen oder das eine höhere Grundwasseranhebung zu ähnlichen Kosten durchgeführt werden kann. Weitere Forschungsarbeiten unter Berücksichtigung dieses Aspektes können zu einer verbesserten Nutzungsstrategie im Sinne der Landwirtschaft und des Natur- und Klimaschutzes beitragen. Für die landwirtschaftliche Nutzung von Moorflächen muss allerdings angemerkt werden, dass diese durch die benötigte Absenkung des Wasserstandes unter den natürliche Zustand stets zu Torfschwund und damit zu Treibhausgasemissionen führt. Langfristig gesehen gibt es somit nur die beiden Möglichkeiten, die Torfschicht des Moores zur landwirtschaftlichen Nutzung „aufzubreuchen“ und dabei weiterhin Treibhausgase zu emittieren oder eine Wiedervernässung mit möglichst naturnahem Wasserstand durchzuführen, damit das Moor langfristig erhalten bleibt und keine bzw. kaum weitere Emissionen verursacht.

In Abbildung 5.12 sind die Kosten der Einsparung je Tonne CO<sub>2</sub>-Äquivalent pro Jahr für die Verfahren *Regulierung* und *kompensierte Ökologisierung* sowie *Vertrags-*

*nachhaltigkeit* vergleichend dargestellt. Die 12 bzw. 17 €/t CO<sub>2</sub>-Äq a<sup>-1</sup> der ersten beiden Verfahren entsprechen dabei den Kosten der Landwirtschaft je eingesparter Tonne CO<sub>2</sub>, bzw. den Budgetkosten des Staates durch eine pauschale Kompensation dieser Kosten. Die Kosten der *Marktlösung* unterteilen sich in volkswirtschaftliche Kosten und Produzentenrente, die Summe dieser beiden entspricht den Budgetkosten der *Vertragsnachhaltigkeit*. Die volkswirtschaftlichen Kosten sind dabei die „tatsächlichen“ Kosten die den landwirtschaftlichen Betrieben durch die Umstellung der Nutzungsstruktur entstehen. Wie bereits erwähnt, liegen die Budgetkosten der *Vertragsnachhaltigkeit* deutlich über denen der *kompensierten Ökologisierung*, allerdings werden die volkswirtschaftlichen Kosten leicht gesenkt. Wohlfahrtsanalytisch betrachtet, entsteht durch die Marktlösung eine Produzentenrente. Die Produzentenrente führt zu einer Kürzung der Konsumentenrente, es liegt keine Änderung der Gesamtwohlfahrt vor. Dadurch, dass die volkswirtschaftlichen Kosten der Bereitstellung sinken, handelt es sich bei der Marktlösung um die wohlfahrtsanalytisch effizientere Politikimplementierung. Der Gesamtnutzen durch die Produktion des Nachhaltigkeitsgutes „Klimaschutz infolge von Moorvernässung“ bleibt zwischen beiden Verfahren gleich groß, es verändert sich nur die Verteilung der Renten und durch die Marktlösung kann das Umweltgut zu niedrigeren volkswirtschaftlichen Kosten erzeugt werden. Die gesteigerte Effizienz im Vergleich zwischen den Verfahren wird durch eine Umverteilung von den Konsumenten zu den Produzenten „erkauft“. Das Verfahren der *Vertragsnachhaltigkeit* kann nur durch ein entsprechendes Budget des Staates umgesetzt werden, so dass es sich konkret um eine Umverteilung von Steuerzahlern zu landwirtschaftlichen Produzenten handelt.

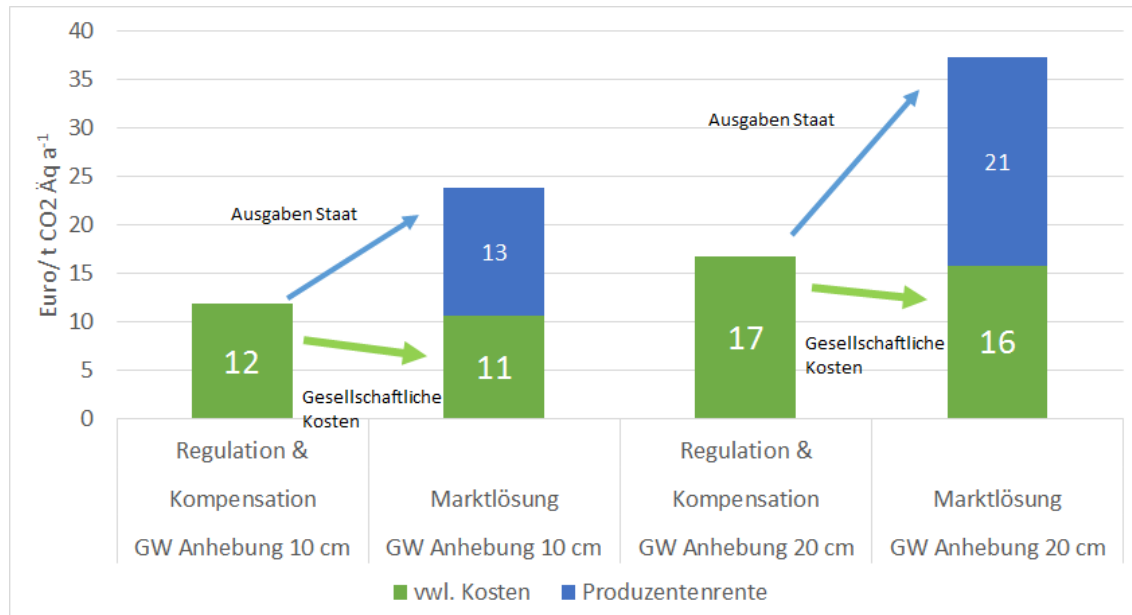


Abbildung 5.12: CO<sub>2</sub>-Vermeidungskosten für Regulierung und Marktlösung (Quelle: eigene Berechnungen)

Zur Bewertung des Klimaschutzes durch Moorvernässung allgemein und der unterschiedlichen politischen Optionen im speziellen, müssen die Kosten der Einsparung mit anderen Vermeidungskosten des Klimaschutzes verglichen werden. In anderen Forschungsarbeiten und für andere Mooregebiete konnte bereits eine Spanne der Kosten von 2 bis 135 €/t CO<sub>2</sub>-Äq a<sup>-1</sup> aufgezeigt werden (DRÖSLER et al., 2011; SCHAL-

LER, 2014; RÖDER und OSTERBURG, 2012). Die Spanne von 2-13 €/t CO<sub>2</sub>-Äq a<sup>-1</sup> hat SCHALLER (2014) dabei allerdings für eine langfristig Betrachtung ermittelt. Die in dieser Arbeit ermittelten Kosten beinhalten keine dynamischen Anpassungsprozesse oder Investitionsentscheidungen und sind daher als eher kurz- bis mittelfristig zu interpretieren. Verglichen zu anderen Mooregebieten liegen die Vermeidungskosten in der Eider-Treene-Niederung daher sowohl für die *Kompensierung* als auch die *Vertragsnachhaltigkeit* im unteren bis mittleren Bereich. Ähnliches gilt für ein Vergleichen mit den Kosten anderer Maßnahmen für den Klimaschutz. Die Vermeidungskosten durch die Energieerzeugung aus Biomasse (Biogas, Hackschnitzel) oder mit Hilfe neuer Technologien (Photovoltaik, Windenergie) liegen beispielsweise ca. zwischen 30 und 400 €/t CO<sub>2</sub>-Äq a<sup>-1</sup>. Wobei nur durch den Einsatz von Kraftwärmekopplung und Reststoffen, wie Gülle oder Stroh Kosten unter 100 € erreicht werden (BMU, 2009; MCKINSEY, 2007; WBA, 2007). Vermeidungskosten im Transportsektor sind in der Regel größer als 100 €/t CO<sub>2</sub>-Äq a<sup>-1</sup>, sowohl durch den Einsatz von Biomasse (150-470 €) (WBA, 2007) als auch durch die Umrüstung von Kraftfahrzeugen zur Emissionsreduktion (MCKINSEY, 2007). Die Empfehlung des Umweltbundesamt (UBA, 2012) hält einen „Best-Practice-Kostensatz in Höhe von 80 €/t CO<sub>2</sub>-Äq a<sup>-1</sup> für angemessen“ um die Vermeidungskosten von Treibhausgasen für eine kurze Frist zu betrachten. Es werden weiterhin Sensitivitätsanalysen im Bereich zwischen 40 und 120 €/t CO<sub>2</sub>-Äq a<sup>-1</sup> empfohlen und ein Bereich zwischen 70 und 215 €/t CO<sub>2</sub>-Äq a<sup>-1</sup> für eine mittelfristige Betrachtung der Kosten angegeben. Insgesamt liegen die Vermeidungskosten für Treibhausgase durch eine Vernässung der Moorflächen in Schleswig-Holstein bzw. der Eider-Treene-Niederung daher im unteren Bereich, verglichen mit anderen Vermeidungskosten ähnlicher Art.

## 5.5 Fazit

Durch die (Wieder-)Vernässung von Moorflächen lassen sich relevante Menge an Treibhausgasen zu niedrigen Kosten einsparen. Dies kann exemplarisch für die Eider-Treene-Niederung in Schleswig-Holstein gezeigt werden. Als Kosten werden hierbei die entgangenen Produktionsgewinne der Landwirtschaft betrachtet. Diese werden in einem komparativ-statischen LP-Modell für zwei Szenarien der Grundwasseranhebung bestimmt. Für eine Anhebung des Grundwassers um 10 cm liegen die Kosten der Vernässung, abhängig vom politisch eingeführten Verfahren zwischen 11-12 €/t CO<sub>2</sub>-Äq a<sup>-1</sup> und 16-17 €/t CO<sub>2</sub>-Äq a<sup>-1</sup>. Für landwirtschaftliche Betriebe bedeutet dies Kosten in der Größenordnung zwischen 100 und 400 €/ha im Jahr. Auf regionaler Ebene bildet das Modell die anfallenden Kosten sehr plausibel ab und die Ergebnisse konnten durch Vergleiche mit anderen Arbeiten validiert werden (DRÖSLER et al., 2011; SCHALLER, 2014; RÖDER und OSTERBURG, 2012).

Zwischen den politischen Verfahren der *Regulierung* bzw. der *kompensierten Ökologisierung* auf der einen Seite und der *Vertragsnachhaltigkeit* auf der anderen Seite sind die entscheidenden Unterschiede der Kosten- und Budgetumfang bzw. die Effizienz der Maßnahme. Bei einer Betrachtung der Effizienz der verschiedenen Verfahren ist die Einführung eines Marktes durch die *Vertragsnachhaltigkeit* effizienter als die pauschale Durchsetzung der Wiedervernässung und eine gezahlte Kompensation dafür. Diese kleine Steigerung der Effizienz wird allerdings durch deutlich gestiegene Budgetausgaben erzielt. Wird davon ausgegangen, dass eine Maßnahme wie die Ver-

nässung von Moorflächen einen Eingriff in Eigentumsrechte darstellt, so ist das Budget der *kompensierten Ökologisierung* als eine Untergrenze zu verstehen, wenn solche Eingriffe kompensiert werden soll. Durch ein mindestens doppelt so hohes Budget im Falle der *Vertragsnachhaltigkeit* kann der Staat eine relativ geringe Effizienzsteigerung erreichen. Ohne Berücksichtigung der Verteilungseffekte, ist diese Lösung aus Sicht der Volkswirtschaft zu präferieren. Wird allerdings auch berücksichtigt, dass eine Marktlösung zu deutlichen Gewinnen der Produzenten und dadurch im größeren Umfang zu anfallende Kosten für den Staat und damit die Steuerzahler (bzw. Konsumenten des Nachhaltigkeitsgutes) führt, scheint die *Vertragsnachhaltigkeit* unter polit-ökonomischen Gesichtspunkten kaum durchsetzbar zu sein. Nachhaltigkeitsgüter erzielen einen Nutzen und eine besonders effiziente Bereitstellung des Gutes ist aus Wohlfahrtssicht positiv zu bewerten. Ist eine politische Maßnahme notwendig, damit überhaupt eine ausreichende Bereitstellung dieses Gutes erzielt wird, spielt die Durchsetzbarkeit dieser Politik allerdings eine entscheidende Rolle. Das Erzielen einer hohen Rente durch die Produktion des Nachhaltigkeitsgutes ist grundsätzlich nicht negativ zu bewerten. Die Umverteilung von Konsumenten zu Produzenten bzw. vom Staat zu Produzenten macht die Einführung einer *Vertragsnachhaltigkeit* in dem beschriebenen Umfang jedoch unwahrscheinlich, so dass die *kompensierte Ökologisierung* als weniger effiziente, aber durchsetzbare Politik sinnvoll erscheint. Abschließend ist zu erwähnen, dass unabhängig von der gewählten politischen Implementierung mit Hilfe der Moorvernässung ein relativ günstiger Beitrag zur Bereitstellung des Umweltgutes Klimaschutz geleistet werden kann.



## 6 Windenergieausbau, Naturschutzflächen und Bodenmarkteffekte

Die erneuerbaren Energien und somit auch die Windenergie sind in den letzten Jahren zu einem wichtigen Energieträger in Deutschland geworden und ein weiterer Ausbau dieses Sektors wird angestrebt (BMU, 2014). Dieser Ausbau hat starke Auswirkungen, nicht nur auf die Wirtschaft allgemein, sondern insbesondere auch auf die Landwirtschaft, Umwelt und Natur. Ein Beispiel dafür ist die Diskussion über „Maiswüsten“ bzw. die „Vermaisung“ der Landschaft infolge des Biogas-Ausbaus (LINHART und DHUNGEL, 2013; DELZEIT et al., 2011). In Verbindung mit Biogasanlagen wird ebenfalls auf die Steigerung der Pachtpreise hingewiesen (HABERMANN und BREUSTEDT, 2011; GÖMANN et al., 2013). Da die Windenergie kein Produktionsverfahren der Landwirtschaft darstellt, fällt der direkte Effekt auf den Bodenmarkt geringer aus als bei der Biogasproduktion. Dem Bodenmarkt und damit der Landwirtschaft werden nur sehr wenig Flächen durch das Errichten von Windkraftanlagen entzogen. Indirekte Effekte durch die Nachfrage nach Ausgleichsmaßnahmen bzw. -flächen können allerdings stärker ausfallen. Verbände machen bereits verstärkt gegen Flächenverbrauch im Allgemeinen sowie speziell infolge von Ausgleichsmaßnahmen und die entsprechenden Verluste an Landwirtschaftlicher Nutzfläche aufmerksam (BVSH, 2011; DBV, 2013). Wie bei jeder Baumaßnahme müssen Eingriffe in den Naturhaushalt und das Landschaftsbild infolge des Baus von Windkraftanlagen entweder vermieden (kaum möglich) oder ausgeglichen bzw. ersetzt werden. Die Ausgleichsmaßnahmen folgen dabei dem Prinzip der „*lokalen Kompensation*“, d.h. diese werden in der Nähe des erfolgten Eingriffs durchgeführt (vgl. Abschnitt 6.1.1).

Hinsichtlich des Biogasausbaus sind sowohl nationale Effekte, vor allem aber regional unterschiedliche Auswirkungen auf den Bodenpreis bzw. den Pachtmarkt festgestellt worden (GÖMANN et al., 2013). Für die Folgen des Windenergieausbaus auf den Bodenmarkt, sind auf nationaler Ebene kaum Effekte zu erwarten. Die mit Windkraftanlagen bebaute Fläche bzw. die Ausbauziele der Bundesländer liegen bisher unter 2% der Landesfläche (ROHRIG, 2013). Durch die regionale und lokale Verteilung der Windkraftanlagen, bedingt durch günstigere Standorte, beispielsweise an der Küste oder politische Steuerung in Form von Eignungsfläche sind allerdings regional und lokal ausgeprägte Effekte zu erwarten. Wobei sich regional auf die Landesebene bezieht und mit lokal Kreise bzw. Unternaturräume gemeint sind. Die lokale Konzentration der Ausgleichsmaßnahmen, in Verbindung mit den unterschiedlichen Landschaftskulissen lassen einen Effekt auf den lokalen Bodenmarkt erwarten. Für Kompensationsmaßnahmen werden überwiegend Böden mit niedriger Qualität, das heißt geringerem landwirtschaftlichem Wert verwendet, diese Böden sind in den Kreisen bzw. Unternaturräumen zum Teil sehr unterschiedlich verteilt. Hinzu kommt, dass das in der jüngsten Agrarreform (2014 - 2020) beschlossene *Gree-*

*ning* bereits eine merkliche Einschränkung der landwirtschaftlichen Nutzfläche u.a. in Form von ökologischen Vorrangflächen impliziert (EUROPÄISCHES PARLAMENT, 2013). Zusammen mit den Kompensationsflächen des Ausbaus der Windenergie kann dies zu einem lokalen „Schmetterlingseffekt“ führen, d.h. obwohl der Anteil der Kompensationsflächen für den Ausbau der Windenergie nur einen sehr geringen Anteil der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche ausmachen, kann es zu sehr starken Bodenpreissteigerungen kommen. Letzteres ist beispielsweise genau dann der Fall, wenn in einem Kreis durch die Greening-Maßnahmen bereits so viele Flächen nachgefragt werden, dass das Angebot an Grenzstandorten mit niedriger Qualität gerade aufgebraucht ist. Werden nun zusätzlich Flächen zur Kompensation des Ausbaus der Windenergie nachgefragt, so müssen Flächen mit einem sehr hohen landwirtschaftlichen Produktionswert verwendet werden und es kann zu einem diskreten Sprung in den lokalen Bodenkauf- und Pachtpreisen kommen. Ob und in welchem Ausmaß der Ausbau der Windenergie tatsächlich entsprechende signifikante Effekte auf regionalen bzw. lokalen Bodenmärkten auslösen wird, behandelt das folgende Kapitel. Da eine genaue Einschätzung der jeweiligen regionalen bzw. lokalen Bodenmarkteffekte nur auf der Grundlage detaillierter Planungsdaten zum Windausbau sowie lokaler Bodenmarktverhältnisse und landwirtschaftlicher Produktionsstruktur erfolgen kann, wird die Analyse *pars pro toto* an dem konkreten Beispiel des geplanten Windenergieausbaus in dem Bundesland Schleswig-Holstein durchgeführt. Die Analyse dieses Themas erfolgte dabei im Rahmen einer von der Gesellschaft für Energie und Klimaschutz Schleswig-Holstein GmbH (EKSH) in Auftrag gegebenen Studie (ALBRECHT et al., 2014).

## 6.1 Regelung der naturschutzrechtlichen Eingriffe bei Windkraftanlagen

### 6.1.1 Grundlegende gesetzliche Regelungen

Die Errichtung von Windkraftanlagen ist in Deutschland innerhalb des durch Raumordnung bzw. -planung aufgespannten Rahmens gesetzlich geregelt. Das Raumordnungsgesetz gibt auf Bundesebene die Leitlinien der Raumordnung und -entwicklung vor (ROG, 2008). Umgesetzt werden diese innerhalb der landesweiten Raumordnungs- und Regionalpläne, jedes Bundesland muss einen landesweiten Raumordnungsplan aufstellen (ROG, 2008). Konkret inhaltlich und kartografisch festgehalten werden diese Vorgaben in Regionalplänen, darin sind beispielsweise auch Eignungsgebiete, Vorranggebiete oder Vorbehaltsgebiete für die Windenergienutzung ausgewiesen<sup>16</sup>.

Neben der Planung des Baus von Windkraftanlagen ist auch der durch den Bau verursachte Eingriff in die Natur und das Landschaftsbild gesetzlich geregelt. Dabei existieren auf Bundes/Landesebene miteinander verknüpfte Gesetze und Verordnungen. Grundsätzlich ist der Schutz der Güter „Natur“ und „Landschaft“ in der Bundesrepublik Deutschland umfassend durch das Bundesnaturschutzgesetz (BNATSCHG, 2009) geregelt. Die Ziele des Naturschutzes umfassen dabei unter anderem: die dauerhafte Sicherung der biologischen Vielfalt sowie den Erhalt der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes und der Kulturlandschaft (BNATSCHG, 2009, §§ 1 (1) bis (6)).

---

<sup>16</sup>Eine detaillierte Erklärung der Raumplanung mit Bezug auf die Erneuerbaren Energien findet sich bei der AGENTUR FÜR ERNEUERBARE ENERGIEN E. V., 2013.

Grundlegende Vorgabe durch das Gesetz ist daher Eingriff in die Natur und die Landschaft zu vermeiden. Ist ein Eingriff unvermeidbar muss dieser grundsätzlich ausgeglichen oder ersetzt werden. Ein Eingriff der weder vermeidbar, noch in angemessener Weise aus zugleich oder ersetzbar ist, darf in der Regel nicht durchgeführt werden. In diesem Fall kann allerdings durch die Zahlung eines Ersatzgeldes dem Eingriff zugestimmt werden (BNATSCHG, 2009, §§ 15 (1) bis (6)). Als Rangfolge für den Verursacher des Eingriffs gilt somit: 1). *Vermeidung des Eingriffs*, 2). *Kompensation durch Ausgleich oder Ersatz* und 3). *Ersatzgeld für einen nicht-kompensierbaren Eingriff*. Die Durchführung und konkrete Ausgestaltung des Naturschutz und der Landschaftspflege und somit die Festlegung der Höhe und Ausgestaltung der Kompensation bzw. Ersatzgeldzahlung erfolgt auf Landesebene (BNATSCHG, 2009, §§ 3 (1)). Jedes Bundesland hat sein eigenes Landesnaturschutzgesetz, in dem direkt auf die Eigenarten des jeweiligen Naturhaushaltes und der Landschaft eingegangen werden kann (LNATSCHG, 2010). Zwischen den Bundesländern liegen damit, im Rahmen des BNatSchG teilweise Unterschiede bei der Eingriffsregelung vor. Der Bau und die Planung von Windkraftanlagen sind in vielen Bundesländern durch spezielle Erlasse geregelt, in den die Eigenarten der Baumaßnahme berücksichtigt und zum Teil auch die Kompensationsverfahren geregelt werden (z.B. in Brandenburg (WINDKRAFTERLASS DES MUNR, BRANDENBURG, 1996) Nordrhein-Westfalen (WINDENERGIE-ERLASS NRW, 2011) und Schleswig-Holstein (WINDERLASS SH, 2012)).

Eine Kompensation erfolgt gewöhnlich in der Form, dass eine auf der Basis der Schwere des Eingriffs ermittelte Ausgleichsfläche durch entsprechende Naturschutzmaßnahmen aufgewertet wird. Aufwertung bedeutet in diesem Zusammenhang eine Rückführung der Fläche zu ihren naturraumtypischen Eigenarten, wobei die Aufwertung in dem, von dem Eingriff betroffenen Naturraum vorgenommen werden sollte (BNATSCHG, 2009, §§ 15 (2)). Mögliche Ersatzgeldzahlungen orientieren sich an einer äquivalenten physischen Kompensation. Lassen sich die Kosten eines solchen Äquivalents nicht erfassen bemisst sich die Ersatzgeldzahlung an der „Dauer und Schwere des Eingriffs unter Berücksichtigung der am Verursacher daraus erwachsenden Vorteile“ (BNATSCHG, 2009, §§ 15 (6)). Die Verwendung dieser Zahlung ist dabei zweckgebunden für Naturschutz- und Landschaftspflegemaßnahmen in dem vom Eingriffe betroffenen Naturräumen (BNATSCHG, 2009, §§ 15 (6)). Sowohl direkte physische Kompensation als auch die Verwendung von Ersatzgeldzahlungen sind somit im betroffenen Naturraum durchzuführen und werden in der Regel durch die jeweilige Untere Naturschutzbehörde im Kreisgebiet bzw. in direkter Umgebung des vorgenommenen Eingriffs vorgenommen. Wie bereits erwähnt folgt die gesetzliche Regelung und Durchführung von Ausgleichsmaßnahmen damit dem *Prinzip der lokalen Kompensation*<sup>17</sup>.

<sup>17</sup>Ausführlich sind die rechtlichen Regelungen für die Eingriffsregelung bei Windkraftanlagen im EKSH-Abschlussbericht der Studie „Naturschutzrechtliche Eingriffsregelung für Windkraftanlagen in SH“ aufgeführt (ALBRECHT et al., 2014).

### 6.1.2 Konkrete Planungsverfahren zum Ausbau der Windenergie und Berechnung der Kompensationsfläche in Schleswig-Holstein

Eine genaue Einschätzung der jeweiligen regionalen bzw. lokalen Bodenmarkteffekte durch den Ausbau der Windenergie kann nur auf der Grundlage detaillierter Planungsdaten zum Windausbau sowie insbesondere der Ermittlung der Kompensationsflächen erfolgen. Trotz einer gemeinsamen gesetzlichen Regelung im Rahmen des Bundesnaturschutzgesetzes ergeben sich aufgrund der föderalen Struktur der Bundesrepublik Deutschland deutliche Unterschiede in der konkreten Umsetzung. Darüber hinaus sind die konkreten Abläufe in den einzelnen Bundesländern nicht unmittelbar dokumentiert, sondern es bedarf intensiven Recherchen, um die jeweiligen Planungsverfahren und Entscheidungsabläufe zu dokumentieren. Für Schleswig-Holstein wurde im Rahmen der bereits genannten Forschungsstudie die konkreten Planungs- und Kompensationsverfahren ermittelt (ALBRECHT et al., 2014). Grundlagen der Studie sind zum Einen die gelten Gesetze, Verordnungen und Erlasse der Ministerien und zum Anderen Informationen aus eigenen Interviews mit den zuständigen Landesbehörden. Konkret wurden Experteninterviews mit den Unteren Naturschutzbehörden (UNB) der Kreise Dithmarschen, Nordfriesland, Ostholstein und Schleswig-Flensburg geführt. Zusätzlich wurde ein Experteninterview mit dem Unternehmen TenneT geführt, das in Schleswig-Holstein für den Netzausbau zuständig ist.

#### Administrative Verfahren zum Ausbau der Windenergie in SH

Für die Planung bzw. die Genehmigung und damit auch die Festlegung der Ausgleichsumfänge ist der sogenannte WINDERLASS SH (2012) die relevante Rechtsgrundlage. Danach erfolgt die Planung des Ausbaus der Windenergie in Schleswig-Holstein auf Grundlage von Regionalplänen, die im Rahmen des Landesentwicklungsplans von der Landesplanungsbehörde in Kooperation mit den Kreisen und Gemeinden erstellt worden sind. Bis Ende 2013 erfolgte die Planung der Windkraftanlagen in fünf Planungsräumen, seit Anfang 2014 sind es nur noch drei Planungsräume, in denen Windeignungsflächen ausgewiesen wurden (STAATSKANZLEI SH, 2012). Windkraftanlagen dürfen grundsätzlich nur in ausgewiesenen Windeignungsgebieten genehmigt und aufgestellt werden. Die Genehmigung von Windkraftanlagen ist ein Verwaltungsakt, der in Schleswig-Holstein grundsätzlich durch das Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (LLUR) durchgeführt wird, d.h. Bauanträge für Windkraftanlagen werden direkt beim LLUR eingereicht. Allerdings wird Gemeinden mit Windeignungsgebieten das Recht eingeräumt, bauleitplanerischen Einfluss auf die Gestaltung der Windkraftbebauung zunehmen (ALBRECHT et al., 2014). Faktisch lassen sich somit zwei verschiedene Genehmigungsverfahren unterscheiden: 1). *ohne aktive Beteiligung der Gemeinden* und 2). *mit aktiver Beteiligung der Gemeinden*. Im ersten Verfahren erfolgt die Genehmigung durch das LLUR bzw. die Untere Naturschutzbehörde, während in dem zweiten Verfahren, die Genehmigung von Windkraftanlagen im Rahmen der Bauleitplanung faktisch durch den Gemeinderat erfolgt.

## Ermittlung der Kompensationsfläche

Zentraler Bestandteil des Genehmigungsverfahrens ist die Bestimmung und Ausweisung von Ausgleichsmaßnahmen zur naturschutzrechtlichen Regelung der durch den Bau entstandenen Eingriffe. Für Windkraftanlagen werden zwei naturschutzrechtliche Eingriffe unterschieden: 1). *Eingriffe in den Naturhaushalt* und 2). *Eingriffe in das Landschaftsbild* (WINDERLASS SH, 2012).

1. Jeder Eingriff in den Naturhaushalt muss durch eine Realkompensation (z.B. Einrichtung von Naturschutzflächen) ausgeglichen werden. Die Höhe der nötigen Kompensationsflächen  $F$  wird durch eine im WINDERLASS SH (2012) festgelegte Formel 6.1 ermittelt. Die entscheidende Größe ist die Querschnittsfläche einer Windkraftanlage (WKA). Diese wird auch als Grundwert  $F$  einer WKA bezeichnet und berechnet sich wie folgt:

$$F = 2r \cdot H_{Nabe} + \pi \cdot r^2/2 \quad (6.1)$$

$H_{Nabe}$  bezeichnet dabei die Nabenhöhe, während  $r$  der Radius der Rotorblätter ist.  $2r \cdot H_{Nabe}$  ist somit die Fläche des Rechtecks das durch den Rotordurchmesser  $2r$  und die Nabenhöhe  $H_{Nabe}$  gebildet wird, während  $\pi \cdot r^2/2$  gerade die Fläche des Halbkreises, der durch die Rotorblätter oberhalb der Nabe aufgespannt wird, entspricht.

2. Zusätzlich muss bei WKAs ein Ausgleich für den Eingriff ins Landschaftsbild geleistet werden. Auf welche Art der Ausgleich geleistet wird, ist von dem Verfahren für die Genehmigung zum Bau von Windkraftanlagen abhängig. Findet ein Genehmigungsverfahren mit aktiver Beteiligung der Gemeinde statt, so ist nach WINDERLASS SH (2012) der Eingriff in das Landschaftsbild real zu kompensieren, d.h. der Besitzer der Windkraftanlage muss Flächen im Umfang der für seine Anlage ermittelten Ausgleichsfläche durch entsprechende Naturschutzmaßnahmen aufwerten<sup>18</sup>. Ist die Gemeinde aktiv im Rahmen der Bauleitplanung nicht beteiligt erfolgt die Kompensation des Eingriffs in das Landschaftsbild in der Regel durch eine Ersatzgeldzahlung. Grundlage für beide Ausgleichsarten ist der sogenannte Grundwert der WKA ( $F$ , siehe Formel 6.1). Im Falle einer Realkompensation wird aus dem für eine WKA ermittelten Grundwert  $F$  direkt die Ausgleichsfläche gebildet, in dem der Grundwert mit einem Landschaftsbildwert multipliziert wird. Mit Hilfe des Landschaftsbildwert soll die Bedeutung des Landschaftsbildes, in dem der Eingriff vorgenommen wird, gewichtet werden, wobei in dem WINDERLASS SH (2012) die folgenden drei Kategorien definiert sind:

- „Hohe Bedeutung für das Landschaftsbild: Bereiche, die weitgehend der naturraumtypischen Eigenart entsprechen und frei sind von störenden Objekten.“
- „Mittlere Bedeutung für das Landschaftsbild: Bereiche, in denen die naturraumtypische Eigenart zwar vermindert oder überformt, im Wesentlichen aber noch erkennbar ist.“

<sup>18</sup>An dieser Stelle sei wieder auf die Ausführungen und Erläuterungen bezüglich der Eingriffreglung bei Windkraftanlagen im EKSH-Abschlussbericht der Studie „Naturschutzrechtliche Eingriffsregelung für Windkraftanlagen in SH“ verwiesen (ALBRECHT et al., 2014).

- „*Geringe* Bedeutung für das Landschaftsbild: Bereiche, deren naturraumtypische Eigenart weitgehend überformt oder zerstört worden ist.“

Der zu ermittelnde Landschaftsbildwert (LBW) kann fünf Werte annehmen: LBW = 1,4 [geringe Bedeutung], LBW = 1,8 [geringe bis mittlere Bedeutung], LBW = 2,2 [mittlere Bedeutung], LBW = 2,7 [mittlere bis hohe Bedeutung] und LBW = 3,1 [hohe Bedeutung].

Erfolgt der Ausgleich des Landschaftsbildes durch eine Ersatzgeldzahlung, wird der Grundwert  $F$  neben dem Landschaftsbildwert auch mit dem durchschnittlichen Grundstückspreis in €/m<sup>2</sup> multipliziert.

Durch die Unterschiede in der Größe der Eignungsgebiete und die zwei unterschiedlichen Genehmigungsverfahren gibt es einige für die Eingriffsregelung relevante Unterschiede zwischen den Kreisen in Schleswig-Holstein. Es wird z.B. in den Kreisen Dithmarschen, Nordfriesland und Schleswig-Flensburg selten Bauleitplanung seitens der beteiligten Gemeinden genutzt. Diese Kreise erhalten entsprechend Ersatzgeldzahlungen für die Eingriffe ins Landschaftsbild. In Ostholstein hingegen werden Windkraftanlagen fast ausschließlich per Bauleitplanung unter Federführung der Gemeinden aufgestellt und somit erhalten in Ostholstein Kreise kaum Ersatzgeldzahlungen, sondern die Gemeinden legen eine reale Kompensation für die gebauten Anlagen fest. Dadurch sind die Planungsfortschritte in den Westküstenkreise sowie Schleswig-Flensburg etwas zügiger und die 2012 dazu gekommenen Wind-eignungsflächen sind inzwischen nahezu überplant. Das Planungsverfahren 1) ohne Bauleitplanung wird unter anderem dann gewählt, wenn sich Windparks über Gemeindegrenzen hinweg erstrecken oder wenn Gemeinden keine oder nicht genügend Kompensationsflächen ausweisen können. Ein weiterer Grund für das Planungsverfahren 1) ergibt sich, wenn Gemeinderatsmitglieder unmittelbar als Landbesitzer oder Anteilseigner von dem Bau der Windkraftanlagen profitieren. Im letzteren Fall wäre der Gemeinderat befangen und es wäre kein demokratisch legitimer Ratsbeschluss möglich. Neben diesen sachlichen Gründen ist die Auswahl des Planungsverfahrens zusätzlich oft politisch motiviert. Beispielsweise ist Ostholstein im Vergleich zur Westküste dichter besiedelt und der Tourismus hat eine vergleichsweise hohe ökonomische Bedeutung, so dass die Gemeinden in Ostholstein die Bauleitplanung nutzen, um einen stärkeren Einfluss auf die Planung der Windkraftanlagen in ihrer Gemeinde auszuüben.

## 6.2 Entwicklung des Windenergieausbaus, der Ausgleichsfläche und der Kompensationszahlungen in Schleswig-Holstein

### 6.2.1 Windenergieausbau und abhängige Ausgleichsflächen

Seit der Einführung des Stromeinspeisungsgesetz (STROMEINSPG, 1991) bzw. des Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG, 2000) sind die regenerativen Energien in Deutschland stetig weiter ausgebaut worden. Einen entscheidenden Anteil daran trägt die

Windenergie mit heute 35.220 MW installierter Leistung (IWES, 2014; Stand September 2014). Innerhalb der letzten 15 Jahre ist die Anzahl der Windkraftanlagen bundesweit von 6.085 auf 24.065 gestiegen. Die fünf bedeutendsten Bundesländer der Windenergienutzung sind: 1). *Niedersachsen*, 2). *Brandenburg*, 3). *Schleswig-Holstein*, 4). *Nordrhein-Westfalen* und 5). *Sachsen-Anhalt*<sup>19</sup>. Die Ziele der Bundesregierung sind, 55 % bis 60 % der Stromerzeugung bis 2035 durch erneuerbare Energien bereitzustellen und dabei einen jährlichen Zubau von 2.500 MW installierter Leistung der onshore-Windenergie zu realisieren (EEG, 2014). Unter diesen Voraussetzungen ist mit einem weiteren Wachstum des Windenergiesektors zu rechnen. Neben den Flächen zum Errichten der Windkraftanlagen ist mit einem erheblichen zusätzlichen Bedarf an Ausgleichsflächen zur Kompensation dieser Eingriffe in den Naturhaushalt und das Landschaftsbild zu rechnen. Obwohl eine detaillierte Dokumentation der festgelegten Kompensationsflächen und Ersatzzahlungen gesetzlich festgelegt ist, gibt es interessanter Weise bislang keine entsprechenden Statistiken. Konkret sieht das Bundesnaturschutzgesetz (BNATSCHG, 2009) in § 17 Abs. 6 die Erfassung von Kompensationsflächen in einen Kompensationsverzeichnis vor. Weiterhin verfügt beispielsweise in Schleswig-Holstein das Landesnaturschutzgesetz (LNATSCHG, 2010) in § 11 Abs. 8, dass Auszüge aus dem Kompensationsverzeichnis durch die zuständigen Naturschutzbehörden zur Verfügung gestellt werden und nach ÖKOKONTOVO (2008) § 7 werden die Daten von Kompensationsflächen in eine zentrale Datenbank durch die Naturschutzbehörden eingegeben. Ein solches zusammengeführtes, landesweites Kompensationsverzeichnis aller unteren Naturschutzbehörden Schleswig-Holsteins liegt bisher allerdings nicht vor. Es wird mit einer Fertigstellung im Jahre 2015 gerechnet (LANDTAG, 2013). Entsprechend ist auf Landesebene derzeit lediglich der gesamte Umfang von ca. 25.000 ha an Kompensationsflächen (ca. 1,6 % der Landesfläche) bekannt, (Stand 31.12.2010). Des Weiteren stehen in vorhandenen Ökokonten ca. 10.380.000 Ökopunkte zur Verfügung, wobei ein Ökopunkt ca. 1 m<sup>2</sup> Kompensationsleistung entspricht (Stand März 2012). Für zukünftige Ausgleichsmaßnahmen stehen somit bereits 1.038 ha an Fläche bereit. Von der gesamten Kompensationsfläche werden 63 % bzw. 15.750 ha landwirtschaftlich genutzt. In Schutzgebieten liegen 18 % bzw. 4.450 ha der Fläche, wobei ca. 3.200 ha dieser Flächen landwirtschaftlich genutzt werden (LANDTAG, 2012). Außerdem ist bekannt, dass 2011 ca. 480 ha und 2012 ca. 440 ha Kompensationsfläche rechtskräftig festgesetzt wurden, wobei allerdings Doppelnennungen in diesen Angaben enthalten sein können (LANDTAG, 2013). Eine genauere Ermittlung der tatsächlichen Kompensationsflächen und ihrer regionalen Verteilung war auf der Grundlage der verfügbaren Daten zumindest für die erste Windausbauphase bis 2012 nicht möglich. Die grundlegende Steuerungsgröße des Windenergieausbaus, die Windeignungsflächen (vgl. Tabelle 6.1) ist dokumentiert, die vom tatsächlichen Ausbau abhängige Kompensationsfläche, wie bereits erwähnt allerdings nicht. Deshalb wird im Folgenden der Umfang an Kompensationsflächen und Ersatzgeldzahlungen für Schleswig-Holstein beschrieben, der anhand von einer eigenen Datenerhebung in ausgewählten Kreisen ermittelt und abgeschätzt werden konnte.

In einer ersten Teilfortschreibung der Regionalpläne 1998 wurden 13.669 ha als Windeignungsfläche in Schleswig-Holstein deklariert (STAATSKANZLEI SH, 2012).

<sup>19</sup>Umfang der Windenergie Nutzung in den Bundesländern: 1. NI: 5.714 Anlagen / 7.818 MW, 2. BB: 3.336 Anlagen / 5.254 MW, 3. SH: 3.182 Anlagen / 4.259 MW, 4. NRW: 3.037 Anlagen / 3.560 MW und 5. SA: 2.567 Anlagen / 4.116 MW (IWES, 2014; Stand September 2014).

Tabelle 6.1: Windeignungsflächen in Schleswig-Holstein ab 2012 in ha

<b>Kreise und kreisfreie Städte</b>	<b>Bestehende Eignungsgebiete</b>	<b>Neue Eignungsgebiete</b>	<b>Gesamtfläche</b>
Dithmarschen	2.098	2.558	4.656
Flensburg	0	0	0
Herzogtum Lauenburg	311	548	859
Kiel	0	35	35
Lübeck	0	0	0
Neumünster	0	0	0
Nordfriesland	4.122	3.355	7.477
Ostholstein	2.499	1.359	3.858
Pinneberg	72	13	85
Plön	288	240	528
Rendsburg-Eckernförde	623	1.348	1.971
Schleswig-Flensburg	1.400	1.850	3.250
Segeberg	252	872	1.124
Steinburg	1.639	984	2.623
Stormarn	342	62	404
<b>∑ Schleswig-Holstein</b>	<b>13.669</b>	<b>13.222</b>	<b>26.891</b>

Quelle: in Anlehnung an STAATSKANZLEI SH, 2012

Wie aus Tabelle 6.1 zu ersehen ist, erfolgte die Ausschreibung von Windeignungsfläche stark asymmetrisch über die jeweiligen Kreise. Es wurde entsprechend der Windverhältnisse ein klarer Schwerpunkt auf die Kreise an der Nordseeküste Dithmarschen und Nordfriesland gelegt, die zusammen rund 50 % der ausgeschriebenen Windeignungsfläche vereinen. Weitere regionale Schwerpunkte für Windeignungsflächen ergeben sich für die Kreise Ostholstein sowie Schleswig-Flensburg und Steinburg. Faktisch ist die Ausschreibung von Windeignungsflächen in Schleswig-Holstein auf diese 5 Kreise fokussiert, die zusammen 86 % der gesamten ausgeschriebenen Fläche umfassen. Auf der ausgewiesenen Fläche wurden bis Ende 2012 insgesamt 2.672 WKAs mit einer gesamten Nennleistung von rund 3.400 Megawatt erbaut (STAATSKANZLEI SH, 2012). Entsprechend der Verteilung der Windeignungsfläche sind die erbauten WKAs ungleich über die Kreise verteilt, d.h. rund 55 % der gesamten Anlagen mit rund 60 % der gesamten Nennleistung stehen an der Nordseeküste in den Kreisen Dithmarschen und Nordfriesland, während rund 34 % der gesamten WKAs in den Kreise Ostholstein, Schleswig-Flensburg sowie Steinburg erbaut wurden. Die mit Abstand größte Anzahl WKAs liegen im Kreis Dithmarschen, in dem bis 2012 mit 830 Anlagen rund ein Drittel aller WKAs erbaut wurden.

Die genaue Datenlage für Kompensationsflächen, die als Ausgleich für durch den Bau von WKAs entstandene Eingriffe in die Natur und das Landschaftsbild festgelegt werden, lässt sich für den Kreis Dithmarschen ermitteln. Auf der Grundlage der eigenen Interviews kann für Dithmarschen eine Kompensationsfläche von insgesamt 2.560 ha ermittelt werden, wovon 512 ha auf den Ausgleich von Windkraftanlagen innerhalb der erste Ausschreibungsphase bis 2012 entfallen. Kompensationsmaßnahmen von Anlagen, die nach Planungsverfahren 1) mit Bauleitplanung genehmigt wurden sind in den 512 ha allerdings nicht enthalten. Die Bestimmung dieser Fläche



wäre nur mit sehr hohem Aufwand, seitens der Unteren Naturschutzbehörde möglich gewesen. Werden diese Daten, mit einem zusätzlichen Aufschlag für die nicht bekannten Flächen aus Planungsverfahren 1) verwendet und werden sie in Beziehung zur ausgeschriebenen Windeignungsfläche gesetzt, ergibt sich eine Abschätzung für die gesamte in Schleswig-Holstein ausgewiesene Kompensationsfläche infolge des Windenergieausbaus. Man erhält ca. 3.900 ha an Ausgleichsfläche in Schleswig-Holstein, unter den Annahmen, dass in allen Kreise die Fläche nahezu identisch ermittelt wird und die Kompensationsfläche in Dithmarschen unter Berücksichtigung beider Planungsverfahren 600 ha entspricht. Diese Abschätzungen der Kompensationsfläche auf Landesebene ist allerdings mit großer Vorsicht zu interpretieren. Bei genauerer Betrachtung ist die Annahme, dass das Genehmigungsverfahren im Kreis Dithmarschen repräsentativ für alle Kreise in Schleswig-Holstein ist sehr grob. Obwohl die Anzahl der erbauten WKAs grundsätzlich durch Ausschreibungsflächen in den Regionalplänen gesteuert wird, ergeben sich zumindest für die erste Phase des Windausbaus interessante Unterschiede zwischen den Kreisen hinsichtlich der pro ausgewiesener Windeignungsfläche erbauten WKAs. Die mit Abstand höchste Anzahl pro Hektar ergibt sich in Dithmarschen mit rund 40 WKA pro 100 ha Eignungsfläche. Zum Vergleich wurden im Durchschnitt aller Kreise nur 20 WKA pro 100 ha Windeignungsfläche, d.h. rund halb so viele gebaut. Diese deutlichen Unterschiede sind zum Teil durch die unterschiedliche Größe der Anlagen zu erklären, allerdings ist die durchschnittliche Leistung pro Anlage in Dithmarschen mit 1.215 kW nur unwesentlich geringer als die durchschnittliche Leistung aller gebauten WKAs mit 1.273 kW, so dass die höhere Bebauungsdichte in Dithmarschen ein Indiz für ein abweichendes Planungs- bzw. Genehmigungsverfahren in diesem Kreis interpretiert werden kann. Nach Auskunft durch die Experteninterviews sind die möglichen Gründe dafür sehr vielfältig. Beispielsweise hat der konkrete Zuschnitt, also Größe und Struktur der Eignungsflächen einen Einfluß darauf, wie viele Anlagen tatsächlich errichtet werden können. Auf vielen kleinen Eignungsgebieten werden tendenziell weniger Anlagen gebaut als auf einem gleich großen zusammenhängenden Eignungsgebiet. Die Landschaftskulisse und die Dichte von z.B. Naturschutzgebieten in einem Kreis tragen außerdem zu Unterschieden in der tatsächlichen Bebauung von Windeignungsgebieten bei.

Wird nicht wie oben angenommen, dass die Kompensationsfläche in direkter Beziehung zur Windeignungsfläche, sondern den tatsächlich gebauten Windkraftanlagen steht, ergibt sich eine deutlich niedrigere Ausgleichsfläche auf Grund von WKAs. Liegen wiederum die 600 ha Kompensationsfläche aus Dithmarschen (512 ha plus Zuschlag für Planungsverfahren 1) bei 830 bis 2012 gebauten WKAs zugrunde, beträgt die Fläche pro Anlage in Dithmarschen 0,72 ha. Für gesamt Schleswig-Holstein errechnet sich bei 2.672 gebauten Anlagen bis 2012 somit eine Kompensationsfläche durch den Windenergieausbau von ca. 1.930 ha. Analog ergeben sich je nach unterstellter Hochrechnung der für Dithmarschen ermittelten Daten unterschiedliche hohe Kompensationsflächen für die einzelnen Kreise. Insgesamt hat die Kompensationsfläche für den Ausbau der Windenergie an der gesamten Kompensationsfläche nur einen relativ geringen Anteil, der zwischen 7 % und 16 % liegt. Genauer ließen sich die Umfänge der bisher bereits umgesetzten Ausgleichsmaßnahmen anhand der derzeit verfügbaren Daten nicht ermitteln und beschreiben. Zusätzlich sei an dieser Stelle angemerkt, dass die zukünftigen Flächenumfänge nicht direkt aus diesen Zahlen abzuschätzen sind, da der bereits erwähnte WINDERLASS SH (2012) erst seit

der neuen Ausbauphase ab 2012 Grundlage für die Bestimmung der Kompensationsfläche ist und sich das Verfahren im Vergleich zu der vorher geltenden Regelung deutlich geändert hat.

## 6.2.2 Windenergieausbau und abhängige Ersatzgeldzahlungen

Interessant ist weiterhin eine Betrachtung der Entwicklung der Ersatzgeldzahlungen infolge des Windenergieausbaus. Auch hier konnten im Rahmen der Studie konkrete Zahlungen nur für den Kreis Dithmarschen sowie für Schleswig-Flensburg ermittelt werden. Ähnlich wie für die gesamte in Schleswig-Holstein angefallene Kompensationsfläche durch Bauvorhaben (vgl. oben) sind auch hier nur die Ersatzgeldzahlungen insgesamt, für alle Eingriffe ins Landschaftsbild vorhanden. In Tabelle 6.2 sind die Zahlungen der Kreise und kreisfreien Städte für die Jahre 2007 bis 2012 aufgeführt. Die Ersatzgeldzahlungen für alle Eingriffe, bei denen die Beeinträchtigung nicht kompensierbar ist, unterliegen deutlichen jährlichen und regionalen Schwankungen. Insbesondere die Kreise Nordfriesland, Dithmarschen und Schleswig-Flensburg fallen auf. In diesen Kreisen fließen den zuständigen Unteren Naturschutzbehörden vorwiegend Ersatzgeldzahlungen auf Grund von durch Windkraftanlagen verursachten Eingriffen ins Landschaftsbild zu. Die Jahre 2009 und 2012 sind besonders auffällig, in diesen Jahren betragen die gesamten Ersatzgeldzahlungen in Schleswig-Holstein über 4 Mio. €. Durch die anstehende bzw. erfolgte Novellierung des EEG (2009 und 2012) und der Ausweisung weiterer Windeignungsflächen 2012 sind in diesen Jahren besonders viele Windkraftanlagen gebaut bzw. genehmigt worden. Neben den drei Kreisen Nordfriesland, Dithmarschen und Schleswig-Flensburg hat auch der Kreis Ostholstein eine große Anzahl Windkraftanlagen im Kreisgebiet, erhält trotzdem allerdings kaum Ersatzgeldzahlungen. In Ostholstein werden Windkraftanlagen in der Regel per Bauleitplanung genehmigt/geplant und in diesem Verfahren wird der Eingriff ins Landschaftsbild nicht per Ersatzgeldzahlung kompensiert (siehe Abschnitt 6.1.2).

Für die geleisteten Ersatzgeldzahlungen gilt die Regel, dass diese innerhalb von zwei Jahren durch die jeweilige UNB verwendet werden müssen. Andernfalls fallen die Mittel der obersten Naturschutzbehörde zu. Dieser Fall ist bisher nur im Jahr 2010, für die relative kleine Summe von 7.000 € in Ostholstein vorgekommen (LANDTAG, 2012).

Die eingenommenen Mittel aus Ersatzgeldzahlungen für Eingriffe in Natur und Landschaft sind „zweckgebunden für Maßnahmen des Naturschutz und der Landschaftspflege“ (LNATSCHG, 2010, § 9 Abs. 6). Für die Verwendung der Mittel konnte auf Landesebene keine Daten ermittelt werden, für eine beispielhafte Übersicht sei auf die Angaben über die Verwendung von Ersatzgeldzahlungen im Kreis Dithmarschen im Anhang B.7 verwiesen.

Für die Kreise Dithmarschen und Schleswig-Flensburg sind die gesamten Ersatzgeldzahlungen sowie die Ersatzgeldzahlungen zur Kompensation von Landschaftsbildeingriffen durch den Bau von WKAs für die Jahre 2002-2012 bzw. 2010-2014 in Abbildung 6.1 aufgeführt. Die Zahlen verdeutlichen, dass in den ländlichen Kreisen mit viel Windeignungsfläche überwiegend WKAs zu Ersatzgeldzahlungen führen. Für Nordfriesland liegen, wie erwähnt keine genauen Daten vor, allerdings kann nach Expertenaussage ein ähnlicher Zusammenhang unterstellt werden.

Tabelle 6.2: Vereinnahmte Ersatzgeldzahlungen in €

Kreise und kreisfreie Städte	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Flensburg	2.250	42.165	4.052	13.879	34.625	12.776
Kiel	300.435	356.954	349.247	107.848	75.140	161.444
Lübeck	5.493	291.136	270.298	10.382	2.131	11.634
Neumünster	6.806	11.536	18.991	40.383	4.481	1.475
Dithmarschen	221.411	308.252	1.699.758	610.291	830.301	1.126.483
Herzogtum Lauenburg	154.361	137.017	61.553	161.696	301.397	44.240
Nordfriesland	324.227	241.793	510.605	195.698	1.054.140	730.938
Ostholstein	192.552	26.788	97.354	100.355	169.949	54.848
Pinneberg	83.481	84.952	80.453	159.802	59.147	81.448
Plön	29.686	9.463	12.496	8.585	93.324	63.097
Rendsburg-Eckernförde	143.378	191.280	85.402	226.365	236.948	149.174
Schleswig-Flensburg	281.376	731.667	598.301	344.192	568.289	1.527.235
Segeberg	68.077	239.870	359.780	89.797	101.256	141.295
Steinburg	208.711	74.739	95.103	193.053	238.068	164.897
Stormarn	210.852	87.040	57.703	101.449	160.061	106.050
<b>∑ Schleswig-Holstein</b>	<b>2.233.097</b>	<b>2.834.651</b>	<b>4.301.097</b>	<b>2.363.776</b>	<b>3.929.257</b>	<b>4.377.035</b>

Quelle: LANDTAG, 2012 und LANDTAG, 2013 (gerundet auf ganzzahlige Beträge)

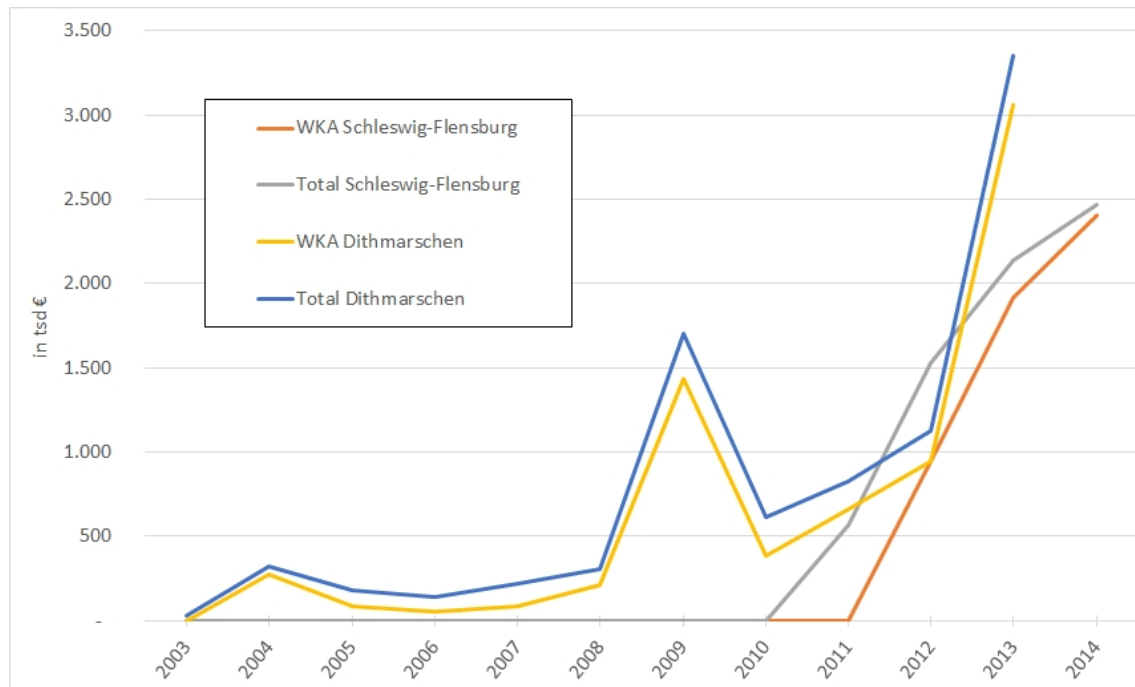


Abbildung 6.1: Ersatzgeldzahlungen in Dithmarschen und Schleswig-Flensburg (Quelle: UNB Dithmarschen und UNB Schleswig-Flensburg)

Um die Ersatzgeldzahlungen für Dithmarschen auf andere Kreise hochzurechnen, wurde zunächst auf der Grundlage der Experteninterviews ermittelt, welche Kreise das Genehmigungsverfahren 2) ohne Beteiligung des Gemeinderates verwenden und welche im Wesentlichen das Genehmigungsverfahren 1) mit aktiver Beteiligung des Gemeinderates verwenden. Zu der ersten Gruppe gehören neben Dithmarschen alle Kreise außer Ostholstein, Pinneberg, Plön, Steinburg und Segeberg. Entsprechend konnten Ersatzgeldzahlungen für alle Kreise, die primär wie Dithmarschen das Genehmigungsverfahren 1) anwenden, approximativ ermittelt werden. Dafür werden die Daten aus Dithmarschen, also die pro WKA durchschnittlich bezahlten Ersatzgelder mit der jeweiligen Anzahl der WKAs im Kreis multipliziert, während für alle anderen Kreise keine Ersatzgeldzahlungen angenommen wurden.

Anders als für die Kompensationsflächen ergeben sich für die Ersatzgeldzahlungen ein sehr hoher Anteil für den Ausbau der WKAs, der für den Kreis Dithmarschen bei durchschnittlich über 75 % für den gesamten Zeitraum 2002-2012 liegt. Allerdings ergeben sich erhebliche Schwankungen für die einzelnen Kreise. In Tabelle 6.3 sind die entsprechend für den Zeitraum 2007-2012 ermittelten Ersatzgeldzahlungen für die einzelnen Kreise aufgeführt. Absolut und pro Kopf ergeben sich die höchsten Ersatzgeldzahlungen für die Kreise an der Nordseeküste, Dithmarschen und Nordfriesland mit rund 4,1 Mio. € und 2,6 Mio. € bzw. 30,00 € pro Kopf in Dithmarschen und 15,00 € pro Kopf in Nordfriesland. Hingegen ergeben sich für ganz Schleswig-Holstein mit 3,90 € pro Kopf nur sehr geringe Ersatzgeldzahlungen als Ausgleich für den Ausbau der WKAs in Schleswig-Holstein. Selbst unter der Annahme, dass für alle 2.672 WKAs, die bis zum Jahr 2012 gebaut worden sind, Ersatzgeld gezahlt worden wäre, würden sich die gesamten Ersatzgeldzahlungen auf nur 5,40 € pro Kopf belaufen.

Tabelle 6.3: Abschätzung der Ersatzgeldzahlungen infolge des Windenergieausbaus in €

Kreise und kreisfreie Städte	2007	2008	2009	2010	2011	2012	Gesamt	Gesamt pro Kopf
Dithmarschen	190.912	265.791	1.465.622	526.225	715.930	971.314	4.135.794	30,80
Herzogtum Lauenburg	42.023	37.301	16.757	44.020	82.051	12.044	234.196	1,20
Nordfriesland	270.973	202.079	426.738	163.555	880.998	610.881	2.555.223	15,50
Pinneberg	11.360	11.560	10.948	21.745	8.048	11.083	74.743	0,20
Rendsburg-Eckernförde	58.813	78.462	35.031	92.854	97.195	61.190	423.545	1,60
Schleswig-Flensburg	131.517	341.987	279.650	160.878	265.623	713.841	1.893.496	9,60
Stormarn	59.568	24.590	16.302	28.660	45.219	29.960	204.298	0,90
<b>Σ Schleswig-Holstein</b>	<b>765.165</b>	<b>961.769</b>	<b>2.251.048</b>	<b>1.037.936</b>	<b>2.095.063</b>	<b>2.410.313</b>	<b>9.521.295</b>	<b>3,90</b>

Quelle: LANDTAG, 2012 und LANDTAG, 2013 (gerundet auf ganzzahlige Beträge)

## 6.3 Auswirkung des Windenergieausbaus auf den Bodenmarkt

### 6.3.1 Methodisches Vorgehen

Um die Effekte des geplanten Ausbaus der Windenergie auf lokale Bodenpreise zu ermitteln, wird ein zweistufiges Vorgehen durchgeführt. Zunächst wird die durch den Windausbau implizierte Kompensationsfläche pro Kreis ermittelt. Auf der Grundlage der ermittelten Kompensationsflächen werden dann die zu erwartenden Bodenmarkteffekte mit Hilfe eines regionalisierten LP-Modells (vgl. Kapitel 3.1) simuliert.

#### Ermittlung der Kompensationsflächen

Entsprechend der gesetzlichen Regelungen richtet sich die Kompensationsfläche nach der Anzahl und der Größe der gebauten WKAs. Die Abschätzung der durch den Windausbau auf Kreisebene zu erwartenden zusätzlichen Kompensationsflächen ermitteln sich nach dem folgenden sequentiellen Vorgehen:

- i Es wird die Anzahl an neu gebauten WKAs pro Kreis  $N_k$  anhand der ausgeschriebenen Windeignungsfläche  $WEF_k$  unter der Annahme einer durchschnittlichen Anlagenhöhe  $H$  und der durchschnittlichen pro Windeignungsfläche gebauten Anlagenanzahl  $N_{WEF_k}$  ermittelt:

$$N_k = WEF_k \cdot N_{WEF_k} \quad (6.2)$$

- ii Es wird der Grundwert  $F$  der durchschnittlichen WKA mit Hilfe der Formel 6.3 (vgl. Formel 6.1) errechnet:

$$F = 2r \cdot H_{Nabe} + \pi \cdot r^2/2 \text{ unter der Annahme, dass } r = 1/2 H_{Nabe} \quad (6.3)$$

Anhand des ermittelten Grundwertes  $F$  kann die Kompensationsfläche für den Eingriff in den Naturhaushalt  $KF_{nat_k} = F$  pro WKA direkt berechnet werden. Die Berechnung der Kompensationsfläche für den Eingriff in das Landschaftsbild hingegen erfolgt indem der Grundwert  $F$  mit dem angenommenen pro Kreis durchschnittlich zu erwartenden Landschaftsbildwert  $LBW_k$  multipliziert wird:

$$KF_{LB_k} = F \cdot LBW_k$$

- iii Ermittlung der zusätzlichen Nachfrage nach Kompensationsfläche pro Kreis  $dB_k$ . Ist die Anzahl der durchschnittlich pro Kreis zusätzlich gebauten WKAs bekannt sowie die administrativ festgelegte durchschnittliche Kompensationsfläche pro WKA, so lässt sich die am Bodenmarkt nachgefragte Fläche grundsätzlich berechnen. Allerdings sind dabei noch zwei Punkte zu bedenken. Erstens bedingt der geplante Ausbau der Windenergie einen weiteren Netzausbau, der ebenfalls einen Eingriff in die Natur und das Landschaftsbild darstellt und somit Kompensationsflächen erfordert. Der Umfang des Netzausbaus ist dabei unabhängig von den konkret gebauten WKAs bereits beschlossen, so dass die entsprechende Kompensationsfläche für den Netzausbau pro Kreis  $KF_{net_k}$  unabhängig von den gebauten WKAs ermittelt werden kann. Zweitens die administrativ

festgelegte Kompensationsfläche entspricht nur bei dem Verfahren der direkten Kompensation der am Bodenmarkt nachgefragten Fläche. Findet hingegen eine Implementation nach dem Planungsverfahren 1) statt, so erfolgt die Kompensation der Eingriffe in das Landschaftsbild durch Ersatzgeldzahlungen (EZ). In dem letzteren Fall kann die am Bodenmarkt realisierte Flächennachfrage von der administrativ festgelegten Kompensationsfläche  $KF\_LB_k$  abweichen. Dies ist genau dann der Fall, wenn die Ersatzzahlungen nicht vollständig für Flächenankauf verwendet werden bzw. wenn der administrativ festgesetzte Bodenpreis zur Festsetzung des Ersatzgeldes von dem beim Ankauf der Flächen am Markt realisierten Bodenpreis abweicht. Wird mit „ $Pa$ “ gerade das Verhältnis von administrativen zu tatsächlich am Markt realisierten Bodenpreis bezeichnet sowie mit „ $Sa$ “ der Anteil der Ersatzzahlungen, der effektiv für Flächenankauf verwendet wird, ergibt sich die in einem Kreis  $k$  effektiv am Bodenmarkt realisierte zusätzliche Nachfrage nach Kompensationsflächen  $dB_k$  gerade mit:

$$dB_k = N_k(KF\_nat_k + KF\_net_k + KF\_LB_k \cdot Sa_k \cdot pa_k) \quad (6.4)$$

Wird mit  $B_k$  die gesamte Landwirtschaftliche Nutzfläche in einem Kreis  $k$  bezeichnet, so ergibt sich die zusätzliche prozentuale Bodennachfrage gerade mit:  $dB_k/B_k$ .

- iv Da die Ermittlung der zusätzlichen Bodennachfrage von einigen Kenngrößen abhängt, die empirisch nur mit einer gewissen Unsicherheit abgeschätzt werden können, wird für diese Kenngrößen eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Konkret wird für die relevanten Kenngrößen neben einer realistischen jeweils eine untere und obere Grenze ermittelt, für die angenommen werden kann, dass der reale Wert diese nicht unter- bzw. überschreiten wird.

### Ermittlung der Bodenmarkteffekte

Ist die pro Kreis durch den Ausbau der Windenergie implizierte am Bodenmarkt effektiv nachgefragte Fläche bekannt, so lassen sich zu erwartende Bodenpreiseffekte grundsätzlich anhand entsprechender Bodenmarktmodelle abschätzen. Allerdings hängen bei exogen gegebener effektiver Nachfrage nach Kompensationsflächen, die Bodenpreiseffekte signifikant von der konkreten Implementation dieser Nachfrage ab. Wie oben im Detail dargestellt wird, sind in diesem Zusammenhang zwei Implementationsmechanismen relevant. Zum einen die *lokale Kompensation*, d.h. Kompensationsflächen werden unmittelbar in dem Umfeld nachgefragt, in dem der Eingriff, d.h. der Bau der WKAs, erfolgt. In diesem Fall ergibt sich eine räumliche Konzentration der Nachfrage nach Kompensationsflächen in den Kreisen, in denen zentral der Ausbau der Windenergie erfolgt. Entsprechend werden die zu erwartenden Effekte mit Hilfe separater, lokaler Bodenmärkte abgebildet. Grundsätzlich erfolgt die Simulation der lokalen Bodenmarkteffekte mit Hilfe eines regionalen LP-Modells (siehe Abschnitt 3.1.3), wobei für unterschiedliche Bodenqualitäten grundsätzlich separate Märkte unterstellt werden. Weiterhin wird für das Szenario der *lokale Kompensation* von lokalen Kompensationsflächenmärkten ausgegangen, während unter dem Implementationsszenario der *globale Kompensation* von einem Schleswig-Holstein weiten gemeinsamen Kompensationsflächenmarkt ausgegangen wird.

Faktisch wird dabei entsprechend des angewandten Verfahrens für Ökopunktekonten (vgl. ÖKOKONTOVO, 2008 sowie ALBRECHT et al., 2014) angenommen, dass die Kompensationsfläche in einer zentralen Auktion an die beteiligten Landwirte versteigert wird. Der für Kompensationsflächen einheitlich gezahlte Preis wird dabei solange angehoben bis das gesamte Angebot aller jeweils am Bodenmarkt operierenden landwirtschaftlichen Betriebe gerade der exogen vorgegebenen Kompensationsfläche entspricht. Grundsätzlich hängt das Flächenangebot eines individuellen Betriebes bei gegebenem Preis für Kompensationsflächen direkt von dem betrieblichen Schattenpreis ab, d.h. von dem Deckungsbeitrag, der innerbetrieblich durch den Einsatz des letzten Hektars der Betriebsfläche erzielt wird. Liegt der Marktpreis über dem innerbetrieblichen Schattenpreis, so ist es aus betriebswirtschaftlicher Sicht lukrativ Fläche aus dem Betrieb herauszunehmen und diese als Kompensationsfläche zu „vermarkten“. Ein Betrieb wird also bei gegebenem Preis für Kompensationsflächen solange betriebliche Flächen aus dem Betrieb nehmen und auf dem Markt anbieten, bis der innerbetriebliche Schattenpreis genau dem Marktpreis für Kompensationsflächen entspricht. Wie viel Fläche ein Betrieb bei einem gegebenem Preis für Kompensationsflächen anbietet, hängt dabei sehr stark von der betrieblichen Bodenausstattung ab. Hat ein Betrieb relativ viel Fläche von niedriger Qualität, wie beispielsweise Moorböden, ist es für diesen Betrieb unter Umständen lukrativ seine gesamten Moorböden als Kompensationsflächen anzubieten. Hat ein Betrieb hingegen eine Flächenausstattung mit Mineralböden hoher Qualität und nur eine sehr geringe Ausstattung mit Moorböden niedriger Qualität, so wird dieser Betrieb bei gegebenem Marktpreis für Kompensationsflächen unter Umständen nur seine Moorböden anbieten, aber die Mineralböden weiterhin im Betrieb verwenden, da diese innerbetrieblich einen höheren Deckungsbeitrag erwirtschaften als im Vergleich für die Kompensationsflächen gezahlt wird. Das betriebliche Angebot von Kompensationsflächen variiert somit je nach innerbetrieblichem Schattenpreis, wobei letzterer c.p. von der betrieblichen Boden- und Kapitalausstattung abhängt. Weiterhin nimmt das betriebliche Angebot mit steigendem Preis für Kompensationsflächen zu, so dass sich immer ein minimaler Preis berechnen lässt, der auf einem gegebenem Bodenmarkt mindestens für Kompensationsflächen bezahlt werden muss, damit das Gesamtangebot einer exogen vorgegeben Nachfrage an Kompensationsflächen entspricht.

Formal ist die Modellierung lokaler Bodenmärkte eine sehr komplexe Aufgabe. Wird vereinfachend davon ausgegangen, dass landwirtschaftliche Flächen einer bestimmten Qualität  $q$  auf lokalen Bodenmärkten frei gehandelt werden können, wobei  $r$  den Index einer lokalen Region bezeichnet, dann lässt sich das simultane Gleichgewicht auf dem Kompensationsflächen- und Bodenmarkt unter Annahme der *lokalen Kompensation* formal wie folgt darstellen:

$$\text{Min} \sum_q K F_{rq} \lambda_{rq} \quad (6.5)$$

$$\sum_q \sum_{ier} B_{irq} (\lambda_{rq}) + K F_{rq} = B_{rq} \quad (6.6)$$

$$\sum_q K F_{rq} \geq K F_r \quad (6.7)$$



$KF_r$  ist die gesamte exogene Kompensationsfläche in der Region  $r$ .  $KF_{rq}$  ist die Fläche der Qualität  $q$ , die als Kompensationsfläche in der Region  $r$  nachgefragt wird.  $B_{irq}$  bezeichnet die Nachfrage des Betriebes  $i$  nach Flächen der Qualität  $q$  in der Region  $r$ , die von dem jeweiligen lokalen Bodenpreis  $\lambda_{rq}$  für die Flächen der Qualität  $q$  in der Region  $r$  abhängt und  $B_{rq}$  ist das Gesamtangebot an Fläche der Qualität  $q$  in der Region  $r$ . Die Restriktion (6.6) entspricht dem lokalen Bodenmarktgleichgewicht, d.h. für jede Qualität  $q$  ist das Gesamtangebot gerade gleich der gesamten Nachfrage, die sich neben der Nachfrage von Flächen zur landwirtschaftlichen Produktion durch Betriebe in der Region  $B_{irq}$  aus der Nachfrage nach Kompensationsflächen  $KF_{rq}$  zusammensetzt. Restriktion (6.7) bedingt, dass die Summe der nachgefragten Kompensationsflächen gerade der exogen vorgegebenen Kompensationsfläche in der Region  $r$  entspricht. Im Gleichgewicht  $[\lambda_{rq}^*, KF_{rq}^*]$  sind die lokalen Bodenpreise sowie die konkrete Nachfrage an Kompensationsflächen für jede Qualität determiniert. Man beachte, dass obwohl die gesamte Kompensationsfläche  $KF_r$  für jede Region exogen determiniert ist, die konkrete Nachfrage nach Flächen einer speziellen Qualität  $KF_{rq}$  endogen im Gleichgewicht bestimmt wird. Entsprechend verändern sich diese, wie auch die entsprechenden lokalen Bodenpreise mit der exogenen Gesamtnachfrage nach Kompensationsflächen. Das heißt, es werden separate Bodenpreiseffekte auf lokalen qualitätsspezifischen Bodenmärkten simuliert.

In einem zweiten Implementationsszenario wird von einer *globalen Kompensation* ausgegangen, d.h. die Kompensation erfolgt unabhängig von dem Ort des Eingriffs in ganz Schleswig-Holstein. Formal wird in dem Szenario der *globale Kompensation* die Restriktion (6.7) durch die folgende Restriktion (6.8) ersetzt:

$$\sum_r \sum_q KF_{rq} \geq \sum_r KF_r \quad (6.8)$$

Für beide Implementationsszenarien werden die jeweiligen induzierten Bodenpreisveränderungen für exogen angenommene prozentuale Bodennachfrageänderungen simuliert. Dabei werden jeweils 7 Szenarien mit einer graduellen Erhöhung der exogenen Nachfrage nach Kompensationsflächen von 0,1 % bis 10 % der jeweiligen Gesamtfläche  $B_r$  modelliert.

### 6.3.2 Kalibrierung der Simulationsszenarien

Um die entsprechenden Bodenmarkteffekte des im Abschnitt 6.3.1 näher beschriebenen methodischen Vorgehens simulieren zu können, müssen die entsprechenden Model-Parameter empirisch kalibriert werden. Dies erfolgt auf der Grundlage der Regionalplan Teilfortschreibung von 2012 (STAATSKANZLEI SH, 2012), des WINDERLASS SH (2012) und Experteninterviews mit den zuständigen Mitarbeitern im Landesministerium sowie den zuständigen Ämtern (obere und untere Naturschutzbehörde sowie LLUR). Die entsprechend ermittelten Parameterwerte sind in Tabelle 6.5 aufgeführt.

In Tabelle 6.1 aus Abschnitt 6.2 sind neben den alten Windeignungsflächen (WEF) auch die neu ausgewiesenen Windeignungsflächen aus der im Jahr 2012 beschlossenen Teilfortschreibung der Regionalpläne für die einzelnen Kreise aufgeführt. Es ist zu erkennen, dass sowohl in der ersten Ausschreibung als auch nach der neuen Teilfortschreibung die meisten Windeignungsflächen in den Kreisen Dithmarschen, Nordfriesland, Ostholstein und Schleswig-Flensburg liegen. Rund 45 % der

neuen Flächen liegen in den beiden Westküstenkreisen Dithmarschen und Nordfriesland, in allen vier Kreisen zusammenliegen über 70 % der Windeignungsflächen von Schleswig-Holstein. Für die zukünftige Entwicklung der Kompensationsflächen in Folge der Windenergienutzung bildet die Teilfortschreibung der Regionalpläne die Grundlage. Während die Windeignungsflächen eindeutig aus dem entsprechenden Regionalplänen (STAATSKANZLEI SH, 2012) ermittelt werden können, beruht die Abschätzung der Kompensationsflächen auf der Anzahl und der Größe der WKAs. Grundsätzlich hängt die Anzahl der WKAs, die pro WEF aufgestellt werden können, von der Größe den Anlagen ab. In Tabelle 6.4 ist der grundlegende Bedarf an WEF pro WKA aufgeführt. Zusätzlich ist in Tabelle 6.4 der Grundwert  $F$  für die einzelnen Anlagengrößen dargestellt.

Tabelle 6.4: Kompensationsfläche und "Bedarf" an Windeignungsfläche je Höhe der WKA

Höhe WKA in m	„Bedarf“ an WEF	Grundwert $F$ in ha	Grundwert $F$ plus Zuschlag <sup>20</sup>
60	6	0,50	0,53
80	9	0,89	0,94
100	12	1,39	1,46
120	15	2,01	2,11
150	18	3,13	3,58

Quelle: Experteninterviews und eigene Berechnungen

Auf Grundlage der Experteninterviews wird die durchschnittliche Anlagenhöhe bei 120 m angenommen, d.h. es werden im Vergleich zur ersten Windausbauphase deutlich größere WKAs in der zweiten Phase gebaut. Die Einschätzung der Größe der WKAs war unter den befragten Experten relativ einheitlich, trotzdem wurde zur Abschätzung der zu erwartenden Kompensationsfläche eine minimale durchschnittliche Anlagenhöhe von 80 m bzw. eine maximale Höhe von 150 m unterstellt. Entsprechend ergeben sich durchschnittliche Grundwerte, die zwischen 0,89 ha und 3,13 ha pro Anlage liegen, wobei der realistisch zu erwartende Grundwert bei 2,01 ha pro WKA liegt. Es ist zu erwarten, dass in der zweiten Ausbauphase zwischen 6 und 8 WKAs pro 100 ha WEF gebaut werden, d.h. bei einer neu ausgeschriebenen WEF von 13.200 ha werden insgesamt zwischen 735 bis 1.102 WKAs gebaut. Für die neu gebauten WKAs ist zumindest im Durchschnitt mit 2,2 ein eher moderater Eingriff in das Landschaftsbild zu erwarten. Dies liegt trotz der relativ hohen Anlagen mit durchschnittlich 120 m in erster Linie an der Tatsache, dass neu ausgeschriebene WEF häufig in der Nähe bereits bestehender Windparks ausgeschrieben wird, so dass der Eingriff in das Landschaftsbild durch die neuen Anlagen als relativ gering eingestuft werden kann. Trotzdem werden in den Sensitivitätsanalysen extreme LBW von 1,4 und 3,1 angenommen. Entsprechend ergeben sich auch relativ stark schwankende Kompensationsflächen für die Eingriffe in das Landschaftsbild die zwischen 1,2 ha und 9,7 ha pro WKA liegen. Allerdings gehen die befragten Experten

<sup>20</sup>Um den Bedarf an Kompensationsflächen für Erschließungsmaßnahmen der Anlagen wie z. B. Wegebau und Gewässerquerungen zu berücksichtigen, wird auf Grundlage der Experteninterviews dem Grundwert pauschal 5 % zugeschlagen.

bzgl. des LBW relative einstimmig von einem Wert um 2,2 aus, damit erscheint für die Eingriffe in das Landschaftsbild eine Kompensationsfläche von rund 4,4 ha pro WKA als realistisch.

Tabelle 6.5: Parameter zu Abschätzung der Kompensationsfläche

<b>Parameter</b>	<b>Label</b>	<b>niedrig</b>	<b>real</b>	<b>hoch</b>
Anlagenhöhe in [m]	$H_{Nabe}$	80	120	150
WKA pro WEF	$N_{WEF}$	0,06	0,07	0,08
Landschaftsbildwert	$LBW$	1,4	2,2	3,1
Anteil der Ersatzzahlung	$Sa$	0	1	1
Verhältnis amtlicher zu tatsächlicher Preis für Kompensationsflächen	$Pa$	0,7	1	1,3

Quelle: Experteninterviews und eigene Berechnungen

Wie aus Tabelle 6.6 zu erkennen ist, ergibt sich insgesamt bei realistischer Parameterkonstellation eine Kompensationsfläche von 6,5 ha pro WKA bzw. ein durchschnittlicher Anteil der Kompensationsfläche von rund 40 % an der Windeignungsfläche<sup>21</sup>. Wird allerdings eine extreme Parameterkonstellation unterstellt kann die totale Kompensationsfläche pro WKA zwischen 1,8 ha und 15,9 ha schwanken. Dies entspricht einem Anteil der Kompensationsfläche an der Windeignungsfläche, der zwischen 10 % und 130 % schwanken kann. Zumindest theoretisch kann die Kompensationsfläche im Rahmen der gesetzlichen Vorlagen im Extremfall sogar um 30 % höher als die gesamte ausgeschriebene Windeignungsfläche liegen. Diese starken Schwankungen würden sich allerdings nur unter sehr extremen Parameterkonstellationen ergeben, die auf der Grundlage der durchgeführten Experteninterviews als sehr unwahrscheinlich einzustufen sind. Zum Beispiel ergibt sich der Extremwert von 130 % KF-Anteil an der WEF unter der Annahme, dass alle gebauten WKA eine Höhe von 150 m aufweisen, der Landschaftsbildwert für alle WKA bei 3,1 liegt und alle Kreise nach dem Planungsverfahren 2) verfahren, d.h. Eingriffe in das Landschaftsbild grundsätzlich durch Ersatzgeldzahlungen kompensiert werden und der administrative Preis für Kompensationsflächen 30 % über dem tatsächlich am Markt gezahlten Bodenpreis liegt. Die ermittelten Extremwerte stellen also sehr großzügige Abschätzungen für die tatsächlich zu erwartenden Effekte dar.

Zusätzlich zu dem direkten Bau von Windkraftanlagen, muss als direkte Folge daraus im Rahmen der Energiewende das Stromnetz den neuen Gegebenheiten angepasst und ausgebaut werden. Dies führt zu einem weiteren Bedarf an Ausgleichsflächen für die Eingriffe durch den Bau von neuen Stromtrassen bzw. den Ausbau von bestehenden Leitungen. Rechtliche Grundlagen für diese Maßnahmen sind in dem Bundesbedarfsplan sowie dem Netzentwicklungsplan geregelt, die beide aus dem

<sup>21</sup>Es sei darauf hingewiesen, dass der Vergleich zwischen Umfang an Windeignungsfläche und Kompensationsfläche nur der Abschätzung der Größenordnung dient. Ein direkter Vergleich der Flächen erscheint wenig sinnvoll, da die Windeignungsfläche dazu dient in einem definierten Raum Windanlagen aufzustellen und der überwiegende Teil der Fläche davon nicht beeinflusst wird. Die Kompensationsfläche hingegen dient dazu Fläche im Sinne des Natur- und Umweltschutzes anderweitig zu nutzen.

Tabelle 6.6: Abgeschätzter Grundwert und daraus abgeleitet die totale Kompensationsfläche

Parameter	Label	niedrig	real	hoch
Grundwert [ha/WKA]	$F$	0,89	2,01	3,13
KF-Naturhaushalt <sup>20</sup> [ha/WKA]	$KF\_nat$	0,94	2,11	3,29
KF-Landschaftsbild [ha/WKA]	$KF\_Land$	1,2	4,4	9,7
Total KF pro WKA [ha/WKA]	$KF\_LWKA$	1,8	6,5	15,9
Zusätzliche KF pro WEF [ha]	$KF\_WEF$	0,1	0,4	1,3

Quelle: eigene Berechnungen

Gesetz über die Elektrizitäts- und Gasversorgung (ENWG, 2005) hervorgehen. Zusätzlich existiert seit 2011 das Netzausbaubeschleunigungsgesetz Übertragungsnetz (NABEG, 2011), auf Grund dessen Planungs- und Genehmigungsverfahren schneller durchgeführt werden können. Die für Schleswig-Holstein entscheidenden Grundlagen, Abläufe und Informationen finden sich in der Netzausbaustrategie Schleswig-Holstein (NETZAUSBAUSTRATEGIE, 2014). Um den Abtransport des produzierten Stroms zu gewährleisten, gibt es sowohl auf der Höchstspannungsebene (380 kv und HGÜ), als auch auf der Hochspannungsebene (110 kv) bereits laufende und geplante Ausbauprojekte. Auf der Ebene der 380 kv- und HGÜ-Leitungen ist aufgrund der angestrebten Ausbauziele und Angaben der TenneT mit einem Bedarf an Kompensationsflächen von ca. 400 ha zurechnen. Die Ertüchtigung und der Ausbau von 110 kv Leitungen führen nach Hochrechnungen zu einem Bedarf von ca. 50 ha an Kompensationsflächen. Nach dieser Abschätzung fällt in ganz Schleswig-Holstein infolge des Netzausbaus auf Ebene der Höchst- und Hochspannung eine Fläche von ca. 450 ha für Kompensationsmaßnahmen an. Im Vergleich zu den Kompensationsflächen und Ersatzgeldzahlungen infolge des Windenergieausbaus sind die durch den Netzausbau verursachten Kompensationsmaßnahmen eher gering. Der Netzausbau ist dabei annähernd proportional zur ausgeschriebenen WEF auf die Kreise verteilt, so dass die Kompensationsflächen für die Kreise direkt proportional zu den Kreisanteilen an der neu ausgeschriebenen WEF ermittelt werden. Insgesamt gehen die Befragten Experten von einer maximalen Schwankung von  $\pm 15\%$  für die zu erwartenden Kompensationsflächen für den Netzausbau aus, d.h. absolut liegen diese zwischen 380 ha und 520 ha für Schleswig-Holstein. Mit einem Anteil der 2,8-3,9% der gesamten WEF entspricht, verändert die Berücksichtigung der Kompensationsflächen für den Netzausbau die durchgeführten Einschätzungen nur marginal.

### 6.3.3 Abbildung des Bodenmarktes im Modell

Wie bereits erwähnt wird für die Abbildung der Landwirtschaft von Schleswig-Holstein ein regionalisiertes LP-Modell verwendet. Wie in Kapitel 3.1.3 beschrieben wird innerhalb dieses Modells der Bodenmarkt in 330 lokale, vom jeweiligen Bodentyp abhängige Märkte aufgeteilt und analysiert. Auf diesen segmentierten Bodenmärkten werden jeweils Walsrasgleichgewichte beobachtet und für eine Analyse der Wirkung einer zusätzlichen Nachfrage nach Kompensationsflächen  $KF_r$  entsprechend der Gleichung (6.5) sowie der Nebenbedingungen (6.6) - (6.7) die Änderungen der Bodenpreise ( $d\lambda_{r,q}/dKF_r$ ) als Veränderung des innerbetrieblichen Schattenprei-

ses für Boden untersucht. Durch dieses Vorgehen ist eine genaue Betrachtung der *lokalen Kompensation* gewährleistet. Für die *globale Kompensation* werden die Bodenpreiseffekte als gewichtete Schattenpreiseffekte aller Betriebe approximiert (Nebenbedingung (6.8)).

Das Modell berechnet in einem Basislauf die derzeitige Produktionsstruktur der schleswig-holsteinischen Landwirtschaft. Anschließend werden sieben Szenarien berechnet, in denen ein Teil der Fläche für Kompensationsmaßnahmen verwendet wird. In den Szenarien müssen jeweils 0,1 %, 0,5 %, 1 %, 2 %, 5 %, 7 % und 10 % der verfügbaren landwirtschaftlichen Nutzfläche für die Kompensation bereitgestellt werden. Die Modellbetriebe entscheiden dabei selber, welche Flächen sie aus der Produktion nehmen und wie sie ihr Produktionsprogramm anpassen. Dies entspricht dem tatsächlichen Vorgehen bei der Nachfrage bzw. dem Angebot von Kompensationsflächen. Dadurch ist gewährleistet, dass die Betriebe die kostengünstigste Lösung für diese Einschränkung wählen. Die am wenigsten gewinnbringenden Grenzstandorte werden daher zuerst aus der Produktion genommen. Sind diese allerdings aufgebraucht müssen hochwertigere Böden dafür gewählt werden. Vereinfacht wird in dem Modell davon ausgegangen, dass Kompensationsflächen nicht mehr landwirtschaftlich genutzt werden. Dies ist in der Realität nicht für alle Kompensationsflächen zutreffend. Deshalb ist beispielsweise für das Hochrechnungsergebnis von Nordfriesland (bei realistischer Betrachtung ca. 1 % Kompensationsfläche der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN), vgl. Tabelle 6.8) vielmehr ein Szenario zwischen 0,5 % und 1 % Produktionsflächenminderung als realistisch anzusehen.

## 6.4 Ergebnisse

### 6.4.1 Umfang und Verteilung der Kompensationsflächen auf die Kreise

Auf der Grundlage der Parameterwerte in Tabelle 6.5 kann entsprechend des oben beschriebenen methodischen Vorgehens, der Grundwert  $F$  sowie die real zu erwartende administrativ festgelegte Kompensationsfläche für die Eingriffe in den Naturhaushalt ( $KF_{nat}$ ) und das Landschaftsbild ( $KF_{Land}$ ) pro WKA sowie die mit diesen Werten korrespondierende totale Nachfrage nach Kompensationsflächen pro WKA ( $KF_{LWKA}$ ) und pro WEF ( $KF_{WEF}$ ) berechnet werden (vgl. Tabelle 6.6). Weiterhin konnten für alle berechneten Werte untere bzw. obere Grenzen entsprechend der jeweilig unterstellten extremen Parameterwerte berechnet werden. In Tabelle 6.7 sind die berechneten Kompensationsflächen für Eingriffe in den Naturhaushalt, in das Landschaftsbild, die Kompensationsflächen infolge des Netzausbaus und die Summe dieser Kompensationsflächen angegeben. Die Flächen auf Grund des Netzausbaus sind dabei analog zu den Windeignungsflächen über die Kreise verteilt worden.

Insgesamt wird unter realistischen Annahmen in Schleswig-Holstein eine Fläche von 6.195 ha zur Kompensation des Ausbaus der Windenergie nachgefragt. Wird die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche von Schleswig-Holstein zu Grunde gelegt (995.637 ha), macht dies ca. 0,6 % der LN aus. Für entsprechend extreme Annahmen hinsichtlich der Ausgestaltung des Ausbaus, kann die gesamte Kompensationsfläche auf bis zu rund 18.000 ha ansteigen bzw. bis auf 1.689 ha absinken. Dies würde einem

Tabelle 6.7: Errechnete Kompensation für Naturhaushalt, Landschaftsbild und Netzausbau in ha

	Naturhaushalt			Landschaftsbild			Netzausbau			Gesamt		
	niedrig	real	hoch	niedrig	real	hoch	niedrig	real	hoch	niedrig	real	hoch
Kiel	2	5	10	2	10	37	1	1	1	4	16	48
Dithmarschen	133	359	701	124	752	2.692	70	87	96	327	1.199	3.489
Herzogtum Lauenburg	28	77	150	27	161	577	15	19	21	70	257	747
Nordfriesland	174	471	920	163	987	3.531	91	114	126	429	1.572	4.576
Ostholstein	71	191	373	66	400	1.430	37	46	51	174	637	1.854
Pinneberg	1	2	4	1	4	14	0	0	0	2	6	18
Plön	12	34	66	12	71	253	7	8	9	31	112	327
Rendsburg-Eckernförde	70	189	370	65	396	1.419	37	46	50	172	632	1.839
Schleswig-Flensburg	96	260	507	90	544	1.947	50	63	69	236	867	2.523
Segeberg	45	122	239	42	256	918	24	30	33	111	409	1.189
Steinburg	51	138	270	48	289	1.036	27	33	37	126	461	1.342
Stornarn	3	9	17	3	18	65	2	2	2	8	29	85
<b>Σ Schleswig-Holstein</b>	<b>687</b>	<b>1.856</b>	<b>3.625</b>	<b>642</b>	<b>3.889</b>	<b>13.914</b>	<b>360</b>	<b>450</b>	<b>495</b>	<b>1.689</b>	<b>6.195</b>	<b>18.035</b>

Quelle: eigene Berechnungen

Anteil von 1,8 % bzw. 0,17 % der gesamten LN in Schleswig-Holstein entsprechen. Insgesamt kann also festgestellt werden, dass selbst unter extremen Annahmen, die realistisch nicht zu erwarten sind, der zusätzliche Bedarf an landwirtschaftlichen Nutzflächen durch den geplanten Ausbau der Windenergie im Vergleich zur gesamten LN relativ gering ist. Dies gilt umso mehr, wenn von realistischen Annahmen ausgegangen wird, da in diesem Fall der zusätzliche Bedarf an Kompensationsflächen mit 0,6 % der LN fast vernachlässigbar ist.

Durch die regionalen Schwerpunkte der Windenergienutzung ist die Kompensationsfläche ebenfalls sehr asymmetrisch auf die einzelnen Kreise in Schleswig-Holstein verteilt. Wie schon in der ersten Ausbauphase ist auch in der zweiten der Windausbau auf die Westküste mit den Kreisen Dithmarschen und Nordfriesland sowie Ostholstein, Rendsburg-Eckernförde und Schleswig-Flensburg konzentriert. Entsprechend fällt der größte Teil der Kompensationsflächen mit 79 % in diesen fünf Kreisen an, während in den Kreisen Pinneberg oder Stormarn praktisch keine WKAs gebaut werden und somit kaum Kompensationsflächen in diesen Kreisen anfallen. In den zentralen Windausbaubereichen ist der Anteil der anfallenden Kompensationsfläche gemessen an der gesamten LN der jeweiligen Kreise ebenfalls gering. So ist für Dithmarschen eine Kompensationsfläche von 1.199 ha zu erwarten, dies entspricht bei rund 102.000 ha LN in diesem Kreis einem Anteil von 1,17 %. Ein vergleichbarer Anteil ergibt sich für den Kreis Nordfriesland mit 1,09 % Kompensationsfläche an der gesamten LN (vgl. Tabelle 6.8), während sich für die Kreise Ostholstein und Schleswig-Flensburg Kompensationsflächenanteile mit 0,69 % und 0,59 % an der LN ergeben. Für die Kreise Pinneberg und Stormarn, mit Anteilen von 0,02 % und 0,06 % an der gesamten LN, fallen Kompensationsflächen praktisch überhaupt nicht ins Gewicht. Unter extremen Parameterkonstellationen würden sich in den beiden zentralen Windausbauregionen an der Westküste lokal bedeutsame Kompensationsflächen ergeben mit signifikanten Anteilen an der gesamten LN von bis zu 3 % (vgl. Tabelle 6.8).

Tabelle 6.8: Anteil der Kompensationsfläche an der LN in ausgewählten Kreisen

Kreise	LN in ha	Kompensationsfläche			Anteil an der LN		
		niedrig	real	hoch	niedrig	real	hoch
			in ha		in %		
Dithmarschen	102.069	327	<b>1.199</b>	3.489	0,32	<b>1,17</b>	3,42
Nordfriesland	143.886	429	<b>1.572</b>	4.576	0,30	<b>1,09</b>	3,18
Ostholstein	92.645	174	<b>637</b>	1.854	0,19	<b>0,69</b>	2,00
Schleswig-Flensburg	146.563	236	<b>867</b>	2.523	0,16	<b>0,59</b>	1,72
Pinneberg	35.550	2	<b>6</b>	18	0,00	<b>0,02</b>	0,05
Stormarn	47.947	8	<b>29</b>	85	0,02	<b>0,06</b>	0,18

Quelle: STATISTISCHES AMT FÜR HAMBURG UND SCHLESWIG-HOLSTEIN, 2008 & eigene Berechnungen

## 6.4.2 Umfang und Verteilung der Ersatzgeldzahlungen auf die Kreise

Ein anderer Nebenaspekt der Eingriffsregelungen für den Windausbau ist die Betrachtung der regionalen Verteilung der zu erwartenden Ersatzgeldzahlungen. Dies gilt insbesondere deshalb da letztere aufgrund unterschiedlicher administrativer Verfahren, lokal unterschiedlicher Bodenpreise und unterschiedlicher Landschaftsbildwerte von der Verteilung der Windeignungsfläche über die Kreise abweichen können. Wie bereits in Abschnitt 6.1.2 beschrieben, ist hinsichtlich der fünf wichtigsten Windenergiekreise von grundlegend unterschiedlichen Implementationsverfahren auszugehen. Während in den Kreisen Dithmarschen und Nordfriesland ein Großteil der Kompensation der Eingriffe in das Landschaftsbild durch die gebauten WKAs in Form von Ersatzgeldzahlungen erfolgen wird, erfolgt dies im Kreis Ostholstein praktisch komplett als reale Kompensation. Weiterhin ergeben sich für die jeweiligen Kreise zum Teil deutlich unterschiedliche Bodenpreise. Wie aus Tabelle B.6 im Anhang zu ersehen ist variieren die durchschnittlichen Bodenpreise zwischen 17.704 €/ha im Kreis Dithmarschen bis zu 36.724 €/ha im Kreis Stormarn. Zusätzlich stellt sich die Frage, wie hoch der administrativ angesetzte Bodenpreis in den einzelnen Kreisen sein wird. Zum einen weist die amtliche Bodenpreis Statistik meistens eine Verzögerung zur tatsächlichen Bodenpreisentwicklung auf und zum anderen ist im WINDERLASS SH (2012) nicht direkt vorgeben wie der angesetzte Grundstückspreis genau bestimmt wird.

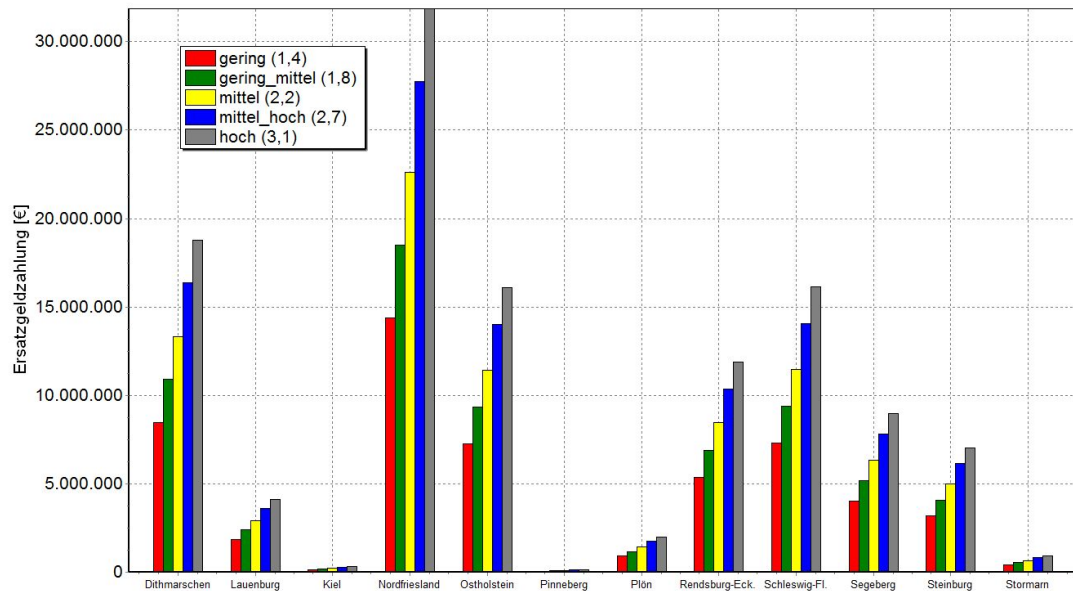


Abbildung 6.2: Aufkommen an Ersatzgeldern in Abhängigkeit vom LBW, bei vollständiger Bebauung und Zahlung durch jede WKA (Quelle: eigene Berechnungen)

Ausgehend von den derzeitigen Bodenpreisen und einer durchschnittlichen Anlagenhöhe von 120 m lassen sich die maximal möglichen Ersatzgeldzahlungen auf Kreisebene für den Fall errechnen, dass die gesamte Windeignungsfläche bebaut wird und dass alle Anlagen Ersatzgeld zahlen müssten. Anhand von Abbildung 6.2 lassen



sich nicht nur die dadurch möglichen Zahlungen, sondern auch der starke Einfluss des Landschaftsbildwertes auf die jeweiligen Zahlungen erkennen. Diese Werte sollten allerdings als absolute Obergrenzen der Ersatzgeldzahlungen gesehen werden. Es gibt Kreise, in den kaum oder keine Ersatzgeldzahlungen fließen (siehe Ostholstein, Abschnitt 6.2), selbst in den Kreisen Nordfriesland, Dithmarschen und Schleswig-Flensburg wird nicht für alle Anlagen Ersatzgeld gezahlt und es besteht erhebliche Unsicherheit über die verwendeten Landschaftsbildwerte, Bodenpreise und Anlagenhöhen. Für das realistische Szenario wird damit gerechnet, dass 3/5 aller gebauten Anlagen Ersatzgeld zahlen müssen, sowie mit einer Anlagenhöhe von 120 m, einem mittleren Landschaftsbildwert von 2,2 und einer Bodenpreissteigerung von 5 %. In Anlehnung an Tabelle 6.3 wird nur für die Kreise der Betrag an Ersatzgeldzahlung infolge des Ausbaus der Windenergie ermittelt, in denen bisher mit Ersatzgeld durch WKAs gerechnet werden könnte. In Tabelle 6.9 ergeben sich, bei einer vollständigen Bebauung der Windeignungsflächen von 2012, für Nordfriesland 13.566.785 €, für Dithmarschen 7.992.348 € und für Schleswig-Flensburg 6.867.132 € an Ersatzgeldzahlungen. Wichtig für den Vergleich mit den in Abschnitt 6.2 genannten Zahlen ist, dass es sich bei diesen Zahlungen um die Summe über alle Jahre bis zur vollständigen Bebauung der WEF aus der Teilfortschreibung 2012 handelt.

Tabelle 6.9: Zu erwartende Ersatzgelder in €

<b>Kreise und kreisfreie Städte</b>	<b>Ersatzgeld gesamt</b>	<b>Ersatzgeld pro Kopf</b>
Dithmarschen	7.992.348	59,61
Herzogtum Lauenburg	1.761.523	9,40
Nordfriesland	13.566.785	82,19
Pinneberg	63.134	0,21
Rendsburg-Eckernförde	5.069.387	18,84
Schleswig-Flensburg	6.867.132	34,80
Stormarn	401.832	1,74
<b>∑ Schleswig-Holstein</b>	<b>35.722.141</b>	<b>14,51</b>
<b>∑ Westküste + SL-FL</b>	<b>28.426.265</b>	<b>57,26</b>

Quelle: eigene Berechnungen

Bisher ist kein bzw. kaum Ersatzgeld aus den Kreisen abgeflossen (vgl. Abschnitt 6.2). Es wird daher angenommen, dass dies in Zukunft so bleibt. Diese Annahme wird durch die in den Experteninterviews gegebene Aussage, dass das Geld in den jeweiligen Kreisen gehalten werden soll gestützt. Ein wichtiger Grund dafür ist die Akzeptanz für die Eingriffe bei der Bevölkerung zu erhalten. Selbst wenn diese Annahme nicht voll greifen sollte, ist damit zu rechnen, dass die Kreise stets versuchen werden so viel Ersatzgeld wie möglich im Kreis zu halten. Da auch die Landesregierung ein Interesse an der Akzeptanz innerhalb der Bevölkerung hat, kann davon ausgegangen werden, dass das Geld auch bei Verwendung durch das Land in Eingriffsnähe eingesetzt wird.

### 6.4.3 Bodenpreisänderung

#### *Globale Kompensation*

Um die Effekte des geplanten Windenergieausbaus auf die lokalen Bodenmärkte zu analysieren, wird zunächst der Effekt einer exogenen Nachfrage nach Kompensationsflächen auf die Bodenpreise analysiert. Dazu werden mit Hilfe des regionalen LP-Modells die jeweiligen durchschnittlichen Bodenpreiselastizitäten, die sich für die 15 Bodentypen auf den jeweiligen Bodenmärkten einstellen simuliert. Konkret wird eine exogene Steigerung der Nachfrage nach Kompensationsflächen pro Kreis simuliert, die von 0,1 % der gesamten LN des Kreises bis zu 10 % variiert.

Wird zunächst von einer globalen Kompensation ausgegangen, d.h. Kompensationsflächen werden Schleswig-Holstein weit nachgefragt, so ergeben sich gerade die in Tabelle 6.10 dargestellten Bodenpreisänderungen für die 15 Bodentypen. Wie aus der Tabelle zu sehen ist, ergeben sich grundsätzlich höhere Bodenpreiseffekte für Böden mit niedriger Qualität, insbesondere die Preise für Niedermoorböden reagieren elastisch auf eine erhöhte Nachfrage nach Kompensationsflächen. Allgemein nehmen die Bodenpreiselastizitäten mit der Höhe der nachgefragten Kompensationsflächen zu. Für Niedermoorböden niedriger Qualität (NMQ1-NMQ3) ergeben sich bereits Elastizitätswerte über 1 für Nachfragesteigerung von 0,1 % der LN, die für Nachfragesteigerungen größer 2 % auf über 2,2 ansteigen. Beispielsweise wird für eine Nachfragesteigerung von über 5 % für Niedermoor der niedrigsten Qualität (NMQ1) ein Elastizitätswerte von 3,6 erreicht, d.h. für diesen Bodentyp ergibt sich eine prozentuale Steigerung des Bodenpreises von 18 % wenn eine Steigerung der Kompensationsfläche auf 5 % der gesamt LN in Schleswig-Holstein angenommen wird (vgl. Tabelle 6.10, erste Zeile). Hingegen reagieren die Preise für höherwertige Niedermoorböden (NMQ4-NMQ5) zunächst unelastisch und erst bei Nachfragesteigerungen über 2 % der LN ergeben sich Elastizitätswerte von über 1, die für Nachfragesteigerungen über 5 % auf Werte um 2 ansteigen.

Die Bodenpreise für Mineralböden reagieren mit Elastizitäten, die in der Regel deutlich unter 1 liegen, sehr unelastisch selbst wenn eine stark erhöhte Kompensationsflächennachfrage von 10 % der LN unterstellt wird. Dies gilt insbesondere für geringe Nachfragesteigerungen unterhalb von 1 % für die sich Preiselastizitäten von unter 0,5 ergeben. Tendenziell sind Preisreaktionen allerdings für Mineralböden elastischer je höher die exogene Nachfragesteigerung für Kompensationsflächen ausfällt und es findet sich auch für diese Böden ein Zusammenhang zwischen Bodenqualität und Preisreaktionen. Allerdings ist dieser Zusammenhang im Gegensatz zu den Niedermoorböden nicht ganz so eindeutig. Beispielsweise ergeben sich für hohe Kompensationsflächensteigerungen über 5 % die höchsten Preiselastizitäten für Mineralböden mittlerer Qualität (MiQ4) und nicht für Mineralböden niedrigster Qualität (MiQ1-MiQ3) (vgl. Tabelle 6.10).

Eine mögliche Erklärung für dieses Ergebnis kann in der Tatsache begründet sein, dass die innerbetriebliche Verwertung der Flächen nicht immer linear mit der Bodenqualität (gemessen in Bodenpunkten) ansteigt. Trotzdem lässt sich für Mineralböden grundsätzlich festhalten, dass die Preisreaktionen auf veränderte Nachfrage nach Kompensationsflächen ceteris paribus mit höherer Bodenqualität abnimmt. Vor allem reagieren die Preise für Mineralböden allgemein unelastisch auf eine steigende Kompensationsflächennachfrage. Dies ist unter der Annahme einer globalen Kompensation der Eingriffe nachvollziehbar, da lokal anfallende Kompensationsflächen

Tabelle 6.10: Durchschnittliche Schattenpreisänderung je Bodentyp in Schleswig-Holstein

Bodentypen	Kompensationsflächennachfrage in Prozent der LN						
	0,1%	0,5%	1%	2%	5%	7%	10%
NiedermoorNMQ1	0,13	0,84	2,08	6,82	18,06	25,07	35,28
NiedermoorNMQ2	0,11	0,66	1,43	5,04	12,65	18,50	26,14
NiedermoorNMQ3	0,10	0,57	1,22	4,32	10,76	16,01	22,40
NiedermoorNMQ4	0,09	0,50	1,07	3,82	9,45	14,12	19,76
NiedermoorNMQ5	0,08	0,46	0,98	3,43	8,57	12,79	17,81
MineralbodenMiQ1	0,00	0,23	0,29	0,98	2,68	4,52	5,82
MineralbodenMiQ2	0,00	0,42	0,51	1,06	3,51	6,78	9,51
MineralbodenMiQ3	0,01	0,37	0,52	1,11	3,14	4,99	7,60
MineralbodenMiQ4	0,01	0,11	0,16	0,61	3,59	7,51	9,18
MineralbodenMiQ5	0,01	0,04	0,08	0,65	2,49	4,55	7,28
MineralbodenMiQ6	0,01	0,16	0,22	0,36	1,11	2,32	3,90
MineralbodenMiQ7	0,00	0,03	0,06	0,09	0,55	1,43	2,64
MineralbodenMiQ8	0,00	0,05	0,08	0,11	0,77	1,57	2,57
MineralbodenMiQ9	0,00	0,25	0,33	0,42	1,08	1,34	1,50
MineralbodenMiQ10	0,00	0,34	0,43	0,55	2,16	2,84	2,98
<b>Durchschnitt</b>	<b>0,01</b>	<b>0,20</b>	<b>0,31</b>	<b>0,79</b>	<b>2,53</b>	<b>4,29</b>	<b>6,07</b>

Quelle: eigene Berechnungen

in gesamt Schleswig-Holstein nachgefragt werden, wobei bei gegebenem Preis für Kompensationsflächen Landwirte gerade die landwirtschaftliche Flächen zur Kompensation anbieten, die in ihrem Betrieb die geringsten Opportunitätskosten aufweisen und dies sind in der Regel die Flächen mit der geringsten Bodenqualität. Erst wenn alle Flächen mit der geringsten Qualität zur Kompensation angeboten worden sind, wird ein Betrieb Flächen höherer Qualität anbieten und nur unter der Voraussetzung, dass der Preis der für Kompensationsflächen gezahlt wird höher ist als die betrieblichen Opportunitätskosten. Für einen exogen gegebenen Anteil der Nachfrage nach Kompensationsflächen an der gesamten LN hängt der jeweilige Preiseffekt somit von der gesamten Bodenausstattung einer Region, d.h. dem Anteil dem jeweiligen Bodentypen an der Gesamt-LN sowie von der Produktionsstruktur der Region, d.h. den durchschnittlichen betrieblichen Opportunitätskosten der jeweiligen Bodentypen, ab. Hat die Region einen hohen Anteil von Flächen mit niedrigen Bodenqualitäten so ergeben sich ceteris paribus geringe Opportunitätskosten und somit geringe Kosten für die Verwertung als Kompensationsfläche. Umgekehrt gilt je höher der Anteil an hochwertiger Flächen in einer Region ist, desto höher sind c.p. die Opportunitätskosten und somit die Preiseffekte für eine gegeben Menge an Kompensationsfläche.

### **Lokale Kompensation**

Unter der Annahme der lokalen Kompensation, d.h. Eingriffe in den Naturhaushalt und das Landschaftsbild, die durch den Bau von WKAs entstehen, werden in unmittelbarer geographischer Umgebung des Eingriffes kompensiert, sind zumindest lokal

stärkere Bodenpreiseffekte zu erwarten. Dies ergibt sich aus zwei Gründen. Erstens variiert die Landschaftskulisse lokal, d.h. die Ausstattung mit Flächen unterschiedlicher Bodenqualitäten variiert für die jeweiligen Unternaturräume in Schleswig-Holstein. Zweitens variiert die Nachfrage nach Kompensationsfläche lokal, da der Windausbau auf bestimmte Regionen konzentriert ist.

Die im Modell verwendeten und im folgenden ausführlicher betrachteten Unternaturräume sind Teilräume von Kreisen und zeigen somit verdichtet für dieses Teilgebiet Reaktionen im jeweiligen Kreisgebiet auf. So bilden die Unternaturräume „Dithmarscher Marsch“ zusammen mit einem Großteil der „Heide-Itzehoe Geest“ den Kreis Dithmarschen ab, „Nordoldenburg & Fehmarn“ ergeben zusammen mit ein Teil des „Ostholsteinischen Hügel- und Seenland (SO)“ den Kreis Ostholstein usw. .

Um den ersten Effekt abschätzen zu können, wurden die jeweiligen lokalen Bodenpreiselastizitäten unter der Annahme der lokalen Kompensation mit Hilfe des regionalen LP-Modells für unterschiedliche exogen angenommene Kompensationsflächen für die 22 Unternaturräume in Schleswig-Holstein simuliert. Tatsächlich ergeben sich dabei zum Teil stark unterschiedliche Bodenpreiselastizitäten, die durch die unterschiedlichen Bodenausstattung und Produktionsstruktur in den jeweiligen Unternaturräumen bedingt sind. In Abbildung 6.3 sind die jeweiligen mit dem Modell ermittelten Elastizitätswerte für die 22 Unternaturräume in Schleswig-Holstein dargestellt. Dabei wurde eine exogene Änderung der lokalen Nachfrage nach Kompensationsflächen in Höhe von 1 % der LN des jeweiligen Unternaturraumes unterstellt. Wie aus der Abbildung 6.3 zu kennen ist, ergeben sich für die Mehrheit der Unternaturräume zumindest im Durchschnitt aller Bodenqualitäten nur sehr geringe Preisreaktionen mit durchschnittlichen Elastizitätswerten die unter 0,5 liegen. Allerdings ergeben sich für einzelne Unternaturräume starke Abweichungen. Beispielsweise ergibt sich für den Unternaturraum „Nordfriesische Marsch“ bereits für eine Kompensationsflächennachfrage von 1 % der LN eine durchschnittliche Bodenpreiselastizität von 2,9.

Noch stärker fallen diese regionalen Unterschiede in den Bodenpreisreaktionen für eine theoretische Kompensationsflächennachfrage von 5 % der LN aus (vgl. Abbildung 6.4). Im Großteil des Landes liegt die Preissteigerung im Vergleich zum Basislauf in diesem Fall zwischen 1 % - 3 %, wiederum ausgedrückt in Preiselastizität zwischen 0,2 und 0,6. Der Durchschnitt für ganz Schleswig-Holstein liegt bei 0,5 wie aus Tabelle 6.10 hervorgeht (bei 5 % Nachfrage 2,53 % Preissteigerung). Die Region mit der stärksten Preissteigerung in Abbildung 6.3, die „Nordfriesische Marsch“ liegt in diesem Szenario mit 4,42 % bzw. einer Elastizität von 0,88 weiterhin über dem Durchschnitt von Schleswig-Holstein und hat dennoch keine so starke zusätzliche Preissteigerung wie andere Regionen. Für die Unternaturräume „Barmstedt-Kisdorfer-Geest“, „Bredstedt-Husumer-Geest“ und „Nordoldenburg & Fehmarn“ ergeben sich allerdings Preissteigerung zwischen 6,5 % und 8,06 % bzw. Preiselastizitäten zwischen 1,3 und 1,6. Die Region „Eider-Treene-Niederung“ fällt durch eine besonders niedrige Preiselastizität von 0,12 auf.

Inhaltlich erklären sich diese regionalen Unterschiede durch die relativen Anteile der minderwertigen Niedermoor- bzw. hochwertigen Mineralböden. Dies wird bei genauer Betrachtung der Bodentyp-spezifischen Preiselastizitäten für die Regionen „Nordoldenburg & Fehmarn“ und „Eider-Treene-Niederung“ in den Tabellen 6.11 und 6.12 offenkundig.

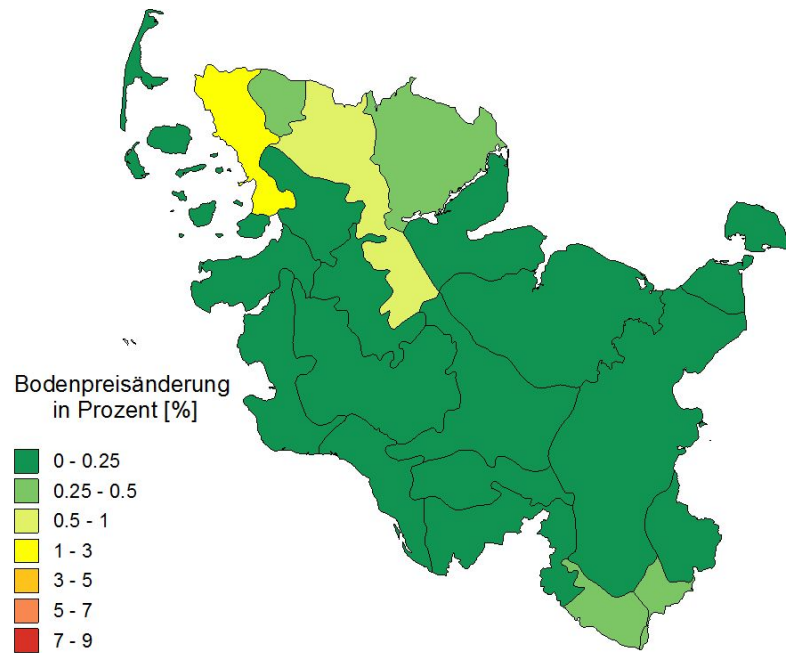


Abbildung 6.3: Relative Änderung der Bodenpreise je Unternaturraum für 1 % Flächenrückgang (Quelle: eigene Berechnungen)

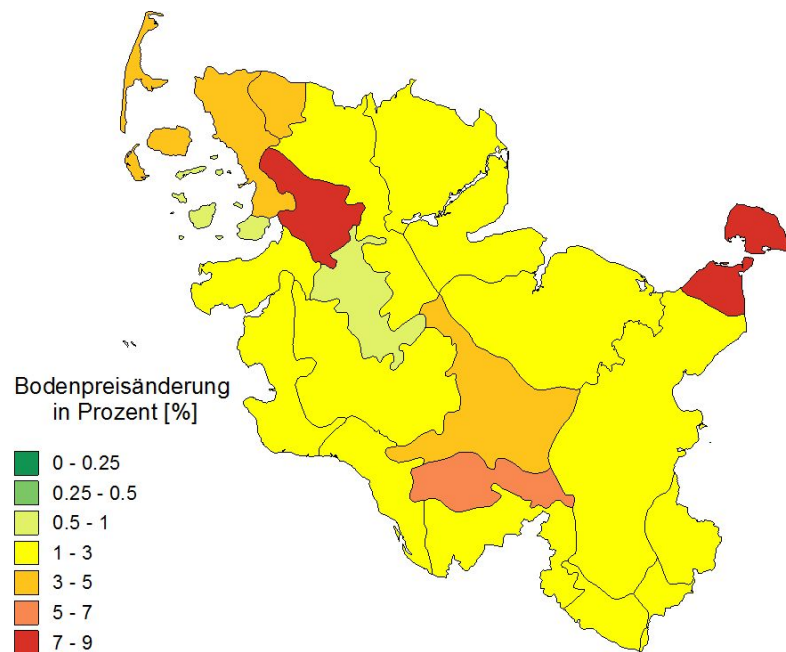


Abbildung 6.4: Relative Änderung der Bodenpreise je Unternaturraum für 5 % Flächenrückgang (Quelle: eigene Berechnungen)

Die Ergebnisse für „Nordoldenburg & Fehmarn“ zeigen besonders deutlich die Auswirkungen der Flächenreduzierung durch exogene Nachfrage nach Kompensationsflächen auf die Schattenpreise für Böden mit niedriger Qualität. Dieser Unternaturraum lässt sich als Region mit überwiegend Ackerbau charakterisieren, in der außerdem sehr wenig Grenzstandort bzw. Niedermoorflächen vorhanden sind. In Tabelle 6.11 ist über alle Bodentypen gut zu erkennen, dass bis zum Szenario

„1 % - LN Kompensationsflächennachfrage“ keine großen Durchschnittspreissteigerungen und für die Niedermoorböden relativ niedrige Steigerungen vorliegen. Die Böden mit niedriger Qualität haben im Basislauf sehr niedrige Schattenpreise, da diese qualitativ schlechteren Flächen als Grenzstandorte kaum oder gar nicht von den Betrieben für ihr Produktionsprogramm verwendet werden bzw. kaum Einfluss auf den Gesamtdeckungsbeitrag haben. Eine Flächenreduzierung in den ersten Szenarien führt zu keiner merklichen Steigerung der Schattenpreise für Boden. Sind diese Flächen allerdings „aufgebraucht“, sind die Betriebe gezwungen auch qualitativ höherwertigen Boden aus der Produktion zu nehmen um die 2 %-, 5 %-, 7 %- und 10 %-Flächenrestriktion einzuhalten. Infolge dessen steigen die Schattenpreise für die Niedermoorböden in den letzten Szenarien sehr stark an.

Tabelle 6.11: Durchschnittliche Schattenpreisänderung je Bodentyp in Nordoldenburg & Fehmarn

Bodentypen	Kompensationsflächennachfrage in Prozent der LN						
	0,1%	0,5%	1%	2%	5%	7%	10%
NiedermoorNMQ1	0,15	2,17	4,80	126,40	490,48	500,39	500,79
NiedermoorNMQ2	0,14	1,68	3,92	107,31	401,56	409,97	410,32
NiedermoorNMQ3	0,13	0,00	1,23	89,03	339,35	346,50	346,80
NiedermoorNMQ4	0,00	0,00	1,15	77,37	295,00	301,21	301,47
NiedermoorNMQ5	0,00	0,00	0,40	65,74	253,11	258,49	258,71
MineralbodenMiQ8	0,00	0,00	0,00	0,00	5,12	7,31	7,47
MineralbodenMiQ9	0,00	0,00	0,00	0,00	5,55	7,94	8,01
MineralbodenMiQ10	0,00	0,00	0,00	0,00	5,82	8,34	8,41
<b>Durchschnitt</b>	<b>&lt;0,01</b>	<b>&lt;0,01</b>	<b>0,01</b>	<b>0,66</b>	<b>8,06</b>	<b>10,50</b>	<b>10,60</b>

Quelle: eigene Berechnungen

Im Unternaturraum „Eider-Treene-Niederung“ fallen sowohl die durchschnittlichen Preissteigerungen für den Boden, als auch für die einzelnen Bodentypen relativ niedrig aus. Die ebenfalls niedrigen Schattenpreise für Böden niedriger Qualität im Basislauf steigen bei einer Flächenreduktion bis zu 7 % relativ moderat. Erst bei einer 10 % Flächenreduktion durch eine Nachfrage nach Kompensationsflächen steigt der Bodenpreis des „schlechtesten“ Bodens (NMQ1) um 16,14 % und befindet sich damit im elastischen Bereich. Alle anderen Bodentypen zeigen für die gerechneten Szenarien ein durchgehend unelastisches Preisverhalten. Erklärt werden kann dies durch den Umstand, dass die Betriebe in dieser Region ihr Produktionsprogramm durch den Flächenrückgang kaum umstellen müssen bzw. nicht gezwungen sind, höherwertigen Boden für die Kompensation zu verwenden. In dem Unternaturraum ist der Anteil an Niedermoorflächen und damit auch an Grenzstandorten am höchsten für ganz Schleswig-Holstein. Die ansässigen Milchviehbetriebe verwenden diese Flächen im Allgemeinen zur Grünfütterproduktion. Es gibt viele sehr schwache Böden und den Betrieben fällt es deutlich leichter den entgangenen Ertrag dieser schwachen Flächen zu kompensieren bzw. haben die Betriebe deutlich niedrigere Produktionseinbussen durch die Abgabe dieser Flächen.

Insgesamt zeigen die bisherigen Ergebnisse, dass der durchschnittliche Bodenmarkt in ganz Schleswig-Holstein relativ unelastisch reagiert. Für einzelne Boden-

Tabelle 6.12: Durchschnittliche Schattenpreisänderung je Bodentyp in der Eider-Treene-Niederung

<b>Bodentypen</b>	<b>Kompensationsflächennachfrage in Prozent der LN</b>						
	<b>0,1%</b>	<b>0,5%</b>	<b>1%</b>	<b>2%</b>	<b>5%</b>	<b>7%</b>	<b>10%</b>
NiedermoorNMQ1	0,00	0,22	0,22	0,98	1,41	1,64	16,14
NiedermoorNMQ2	0,00	0,21	0,21	0,95	1,37	1,59	2,97
NiedermoorNMQ3	0,00	0,20	0,20	0,88	1,51	1,71	2,98
NiedermoorNMQ4	0,00	0,18	0,18	0,79	1,24	1,42	2,54
NiedermoorNMQ5	0,00	0,16	0,16	0,77	1,16	1,36	2,36
MineralbodenMiQ2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,69
MineralbodenMiQ3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67
MineralbodenMiQ4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
MineralbodenMiQ5	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,60
MineralbodenMiQ6	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40
MineralbodenMiQ7	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24
<b>Durchschnitt</b>	<b>0,00</b>	<b>0,07</b>	<b>0,08</b>	<b>0,45</b>	<b>0,63</b>	<b>0,74</b>	<b>2,02</b>

Quelle: eigene Berechnungen

typen, insbesondere von niedriger Qualität und damit auch für einzelne Regionen ist allerdings bei entsprechendem Rückgang der Betriebsflächen mit deutlicheren Preiseffekten zu rechnen. Ab einem individuellen Schwellenwert in den jeweiligen Regionen, kann sich dies auf den Durchschnittspreis für Boden auswirken kann.

Für eine detaillierte Betrachtung der Effekte des Windenergieausbaus werden abschließend die oben ermittelten konkreten Nachfragen nach Kompensationsflächen (vgl. Abschnitt 6.4.1) in den Kreisen bzw. Unternaturräumen als Grundlage für eine weitere Analyse gewählt. In Abbildung 6.5 sind die Bodenpreisänderung der einzelnen Unternaturräume für das als realistisch erachtete Szenario der Nachfrage nach Kompensationsflächen infolge des Windenergieausbaus dargestellt, d.h. als Nachfrage nach Flächen wurden die in Tabelle 6.7 ermittelten Umfänge angenommen (6.195 ha für gesamt Schleswig-Holstein) und die jeweiligen Bodenpreisreaktionen auf Grund dieser Nachfragesteigerung modelliert. Wie aus den Szenarioanalysen oben bereits abzuleiten ist, fallen die Effekte im überwiegenden Teil von Schleswig-Holstein mit Werten deutlich unter 1 % sehr niedrig aus. Lediglich in Nordfriesland (Unternaturraum, „Nordfriesische Marsch“) ist mit einer Bodenpreissteigerung von ca. 3 % durch die Nachfrage nach Kompensationsflächen zurechnen. Selbst bei Betrachtung des extremen Szenarios aus Tabelle 6.7, also unter der Annahme, dass alle Einflussgrößen der Kompensationsflächennachfrage ihren maximalen Wert annehmen, stellen sich im Großteil von Schleswig-Holstein nur moderate Preissteigerungen ein (vgl. Abbildung 6.6). An der Westküste, dem Schwerpunktgebiet des Windenergieausbaus sind unter diesen Bedingungen allerdings Effekte auf den Bodenmarkt auszumachen. In der „Nordfriesischen Marsch“ liegen die Bodenpreissteigerungen mit ca. 5,5 % weiterhin am höchsten. Es ergeben sich Preissteigerungen zwischen 1 % - 5 % für die „Dithmarscher Marsch“, die „Lecker Geest“, die „Nordfriesischen Geestinseln“ und die „Schleswiger Geest“.

Die Abbildungen 6.7 und 6.8 bilden ebenfalls die oben beschriebenen Situationen, also realistisch und extrem zu erwartende Nachfrage nach Kompensationsflä-

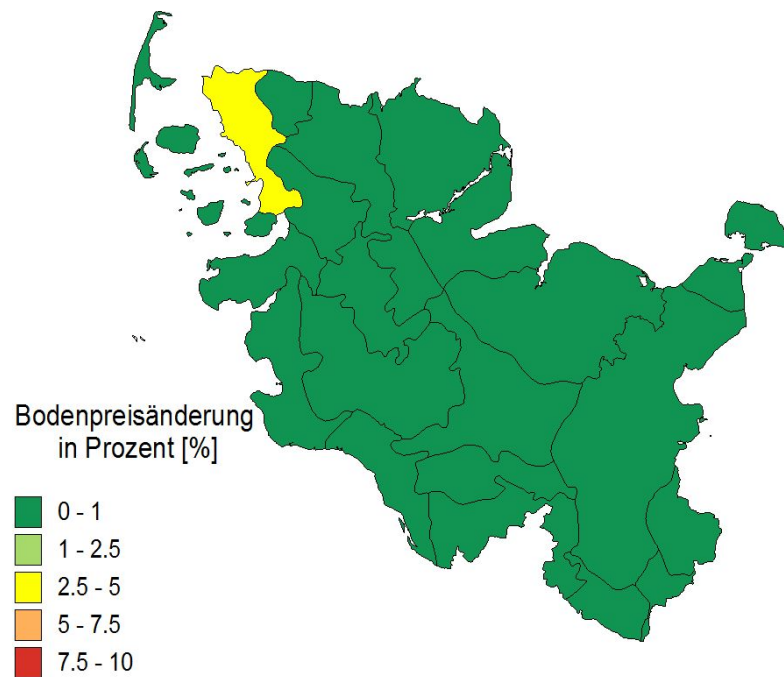


Abbildung 6.5: Relative Bodenpreisänderung für das „realistische Szenario“ ohne Berücksichtigung der öko. Vorrangfläche (Quelle: eigene Berechnungen)

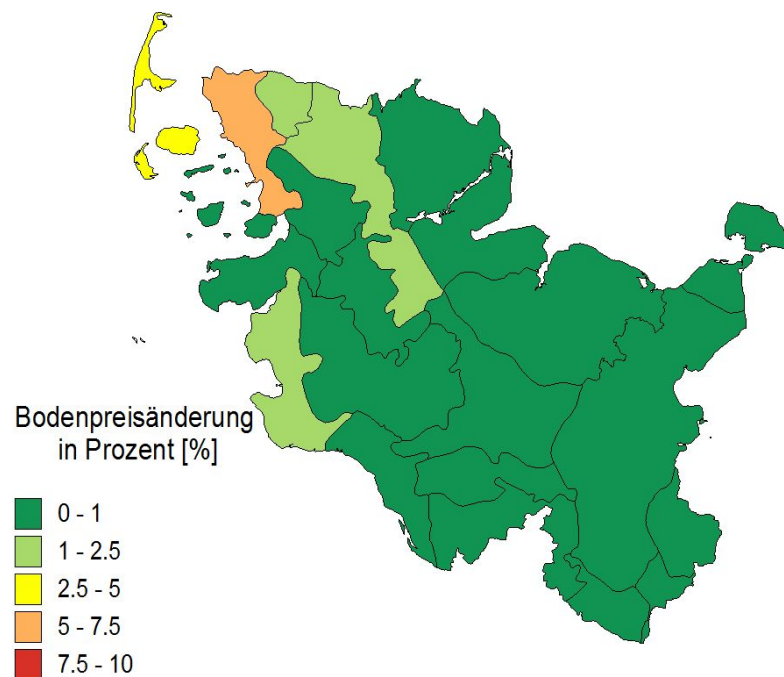


Abbildung 6.6: Relative Bodenpreisänderung für das „extreme Szenario“ ohne Berücksichtigung der öko. Vorrangfläche (Quelle: eigene Berechnungen)

chen ab, allerdings unter der Voraussetzung das bereits 5% der LN als ökologische Vorrangfläche im Sinne des *Greenings* verwendet werden. Dabei werden nicht die Preissteigerungen infolge des *Greenings* betrachtet, sondern es werden explizit die Preiseffekt infolge des Windenergieausbaus analysiert. Basisszenario für die beiden folgenden Szenarien ist damit die Situation aus Abbildung 6.4, in der 5% der LN von



Schleswig-Holstein dem Bodenmarkt entzogen werden. Für die öko. Vorrangfläche gilt im Modell daher die Annahme, dass diese komplett der Landwirtschaftlichen Nutzung entzogen wird. Dies entspricht nicht genau den realen Bedingungen und überschätzt möglicherweise den Effekt der Einführung von ökologischen Vorrangflächen. Für eine Abschätzung der Bodenpreisänderung durch den Windenergieausbau unter Berücksichtigung der Situation mit ökologischen Vorrangflächen liefert diese Annahme allerdings eine belastbare Näherung.

In Abbildung 6.7, für das realistische Nachfrageszenario zeigt sich, dass in Vergleich zur Situation ohne Berücksichtigung der öko. Vorrangflächen die Regionen „Bredstedt-Husumer Geest“ und „Nordoldenburg & Fehmarn“ mit Bodenpreissteigerungen von 3,5 % bzw. 1,1 % heraus stechen. Im restlichen Schleswig-Holstein liegt in dieser Situation die Preissteigerung unter 1 %. Für das Szenario der extrem hohen Nachfrage nach Kompensationsflächen inklusive öko. Vorrangflächen (vgl. Abbildung 6.8) zeigen sich hingegen deutliche Reaktionen der Bodenpreise in den Ausbaubereichen der Windenergie. In der „Bredstedt-Husumer Geest“ also im Kreisgebiet von Nordfriesland kommt es in diesem Fall zu Bodenpreissteigerungen von über 9 %. Im restlichen Kreisgebiet mit Ausnahme der „Nordfriesischen Marschinseln“ steigt der Bodenpreis zwischen 1 % und 1,7 %. In den Unternaturräumen „Angeln“, der „Heide-Itzehoer Geest“, der „Holsteinischer Vorgeest“ sowie in „Nordoldenburg & Fehmarn“ sind ebenfalls Preissteigerungen von 1 %- 3 % festzustellen.

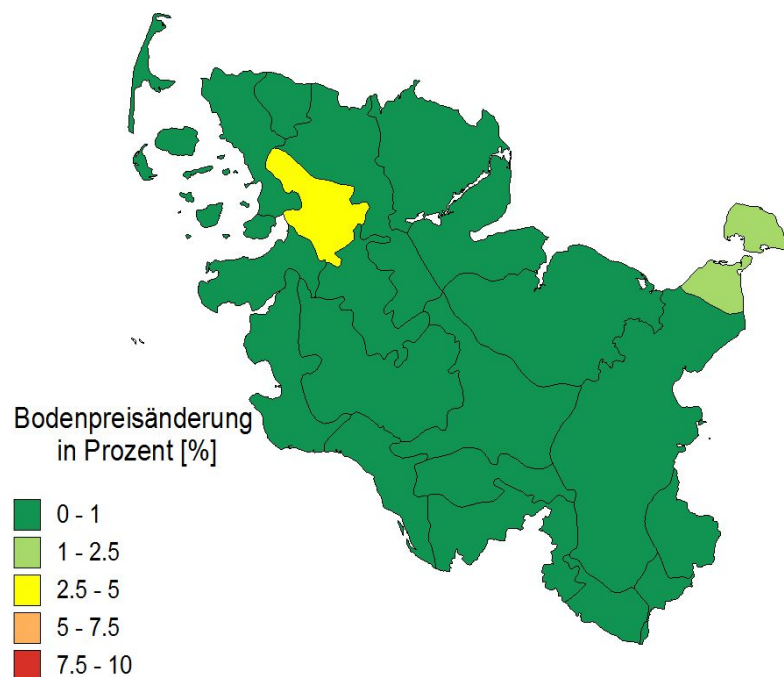


Abbildung 6.7: Relative Bodenpreisänderung für das „realistische Szenario“ mit Berücksichtigung der öko. Vorrangfläche (Quelle: eigene Berechnungen)

Damit fallen die Auswirkungen wenig überraschend gerade in die Kreise mit einem hohen Zubau an Windkraftanlagen: Nordfriesland, Dithmarschen, Schleswig-Flensburg und Ostholstein, sowie zum Teil auch Rendsburg-Eckernförde. Besonders im Kreis Nordfriesland muss in Folge des Windenergieausbaus mit Bodenpreissteigerung gerechnet werden. Solange die Nachfrage nach Kompensationsflächen allerdings

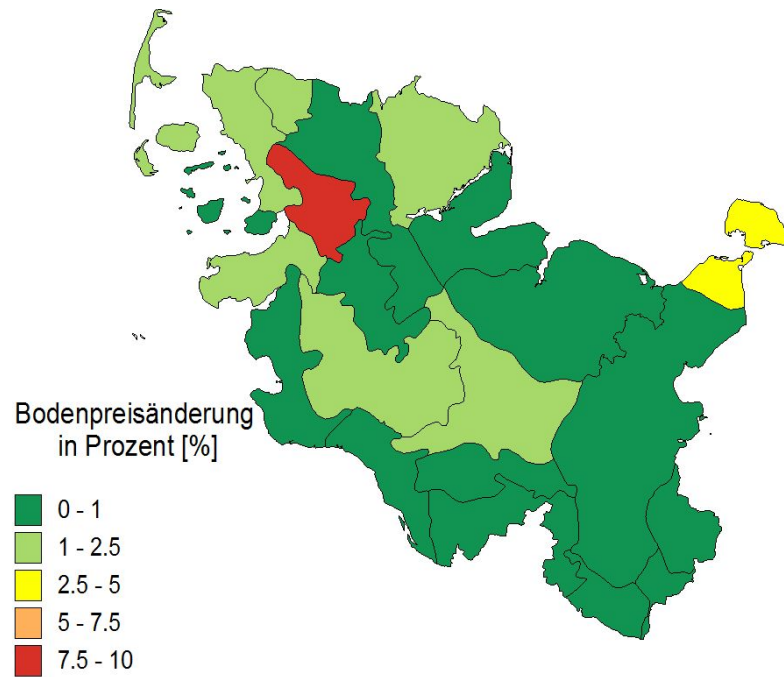


Abbildung 6.8: Relative Bodenpreisänderung für das „extreme Szenario“ mit Berücksichtigung der öko. Vorrangfläche (Quelle: eigene Berechnungen)

nicht das extreme Szenario erreicht, bleiben die Effekt im niedrigen einstelligen Prozentbereich.

## 6.5 Fazit

Der Ausbau der Windenergie wirft in Hinblick auf die daraus folgenden Ausgleichsmaßnahmen verschiedenen Fragen auf: Zum einen gibt es, trotz der gesetzlichen Regelung diese Maßnahmen zu dokumentieren keine umfassende, zugängliche Statistik und damit sind die Folgen des Windenergieausbaus in diesem Bereich nicht sofort offensichtlich. Zum anderen ergibt sich, in Abhängigkeit von der ersten Frage ein Interesse an den Auswirkungen dieser Maßnahmen auf den Bodenmarkt.

Die Datenlage an bisher geleisteten Kompensationsmaßnahmen im Allgemeinen und im Speziellen infolge des Windkraftausbaus ist, wie beschrieben relativ beschränkt. Die Gesamtfläche der vorhandenen Kompensationsmaßnahmen in Schleswig-Holstein wird mit 25.000 ha angegeben, eine Differenzierung nach Eingriffsart ist jedoch nicht vorhanden. Eine sehr grobe Abschätzung bietet eine Hochrechnung anhand von Daten aus Dithmarschen, diese führt zu einer Fläche zwischen 1.930 ha und 3.900 ha an Kompensationsmaßnahmen durch Eingriffe aus dem Bau von Windkraftanlagen in Schleswig-Holstein. Infolge der Ausweisung neuer Windeignungsflächen kommt es zu weiteren Ausgleichsmaßnahmen durch den Bau von Windkraftanlagen und Stromtrassen. Auf Grundlage der bestehenden Regelung und der ausgewiesenen Eignungsflächen lässt sich der nötige Bedarf an Kompensationsflächen in Schleswig-Holstein abschätzen. Für gesamt Schleswig-Holstein konnte ein Kompensationsflächenbedarf von voraussichtlich 6.195 ha ermittelt werden. Allerdings sind diese Werte durch die unterschiedlichen gesetzlichen Regelungen, Unterschiede in den Planungs- und Genehmigungsverfahren sowie der Bewertung von einfließenden Faktoren (z.B. Landschaftsbildwert) mit gewisser Unsicherheit behaftet, so dass zusätzlich eine Spanne zwischen 1.689 ha und 18.035 ha zur Durchführung einer Sensitivitätsanalyse bestimmt wurde.

Die Verwendung dieser Nachfrage nach Kompensationsflächen in einer Bodenmarktanalyse zeigen für Schleswig-Holstein niedrige Auswirkungen durch die Einschränkung der landwirtschaftlichen Produktionsflächen. Es wird dabei zwischen *globaler Kompensation* auf Ebene von Schleswig-Holstein und *lokaler Kompensation* auf Ebene der Kreise und Unternaturräumen unterschieden.

Insbesondere für das realistische Szenario sind im Durchschnitt auf dem Bodenmarkt stark unelastische Preiseffekte bei *globaler Kompensation* zu erwarten. Selbst bei einer relativ starken Flächenreduktion von 5% sind die durchschnittlichen Effekte in diesem Fall zurückhaltend. Für die jeweiligen, nach Qualität differenzierten Bodentypen ergeben sich Unterschiede in den Preiseffekten, sodass für qualitativ schlechte Böden durchaus elastische Preisreaktionen von Werten um drei möglich sind. Da diese Böden absolut deutlich niedriger als höherwertige Böden oder auch der Durchschnitt bewertet werden, hat diese relative Preissteigerung kaum Einfluss auf den gesamten Bodenmarkt. Diese Reaktion führt tendenziell zu einer Angleichung der Bodenpreise über die Qualitäten hinweg.

Wird hingegen das Verfahren der *lokalen Kompensation* verwendet, sind in einzelnen Regionen nicht nur Bodenpreiseffekte auf den schlechten Böden, sondern auch auf die Durchschnittswerte zu verzeichnen. Durch die Konzentration des Windenergieausbaus auf bestimmte Kreise führt dieses Verfahren innerhalb dieser Region zu einer höheren Nachfrage nach Kompensationsflächen. Dieser Einfluss kann allerdings nicht die unterschiedlichen Reaktionen in den betroffenen Unternaturräumen erklären. So reagieren die durchschnittlichen Bodenpreise beispielsweise in dem Unterna-

turraum „Nordfriesische Marsch“ bereits ab dem zweiten Szenario (0,5 % Kompensationsflächennachfrage) elastisch, in „Nordoldenburg & Fehmarn“ ist in den ersten Szenarien kaum eine Reaktion zu verzeichnen, in späteren Szenarien (ab 5 % Kompensationsflächennachfrage) hingegen zeigt der Bodenpreis einen deutlichen Anstieg und durchgehend nahezu keine Effekte zeigen sich in der Region „Eider-Treene Niederung“. Die Unterschiede in den Verteilungen der Bodenqualitäten und der Produktionsprogramme in den einzelnen Regionen führt somit zu einer stark regional geprägten Auswirkung der Flächenreduktion. Die über alle Szenarien kaum vorhandenen Effekte in dem Unternaturraum „Eider-Treene Niederung“ zeigen, dass ein großer Teil der Effekte auf die Verteilung der Niedermoor Bodentypen, also absolutem Grünland zurückgeht. Neben der Verteilung ist die Nutzung der Böden entscheidend. Die hohen Preiseffekte in Ackerbau Regionen, wie „Nordoldenburg & Fehmarn“ treten erst auf, wenn dieser Boden „aufgebraucht“ wird und sich die Deckungsbeiträge der anderen Flächen auf diese Flächen „überwälzen“.

Die im Rahmen des Windenergieausbaus anfallenden Ersatzgelder werden auf Kreisebene gezahlt und wurden bisher nach Möglichkeit innerhalb der Kreise verwendet und dies soll nach Expertenauskunft in Zukunft auch so bleiben. Daher kommt es in Kreisen mit hohen Ersatzgeldzahlungen zu einer stärkeren Inanspruchnahme von Flächen. Die Realkompensation wird ebenfalls fast ausschließlich in Eingriffsnähe bzw. im Kreisgebiet vorgenommen, so dass die Praktik der *lokalen Kompensation* als die wahrscheinlichste Vorgehensweise angenommen werden kann.

Werden die konkreten Ausbauszenarien und die daraus folgenden Nachfragen nach Kompensationsflächen in den jeweiligen Kreisen bzw. Unternaturräumen direkt abgebildet und wird von dem realistischen Vorgehen nach *lokaler Kompensation* ausgegangen, zeigen sich für fast alle Regionen Schleswig-Holsteins kaum Auswirkungen. Einzig für die sehr stark vom Ausbau der Windenergie betroffen Kreise wie Nordfriesland sind in diesem Fall moderate Preissteigerungen von unter 4 % zu erwarten. Selbst in der Sensitivitätsanalyse, für das sehr unwahrscheinliche Eintreten einer dreimal so hohen Nachfrage nach Kompensationsflächen, bleiben die Preisänderungen unter 6 %. Dieses Bild wird etwas differenzierter wenn zusätzlich die derzeit wirksamen Maßnahmen zum *Greening der GAP* mit in die Analyse eingehen<sup>22</sup>. Wobei der tatsächliche Preiseffekt des *Greenings* nicht Gegenstand der Analyse ist und nicht mit in diese eingeht, sondern sich diese auf den Effekt des Windenergieausbaus beschränkt. Wird also von der Situation ausgegangen, dass bereits 5 % der Fläche durch das *Greening* „verbraucht“ werden, zeigen sich die Effekt des Windenergieausbaus stärker verteilt über die Kreise mit hohem Anteil an der Windeignungsfläche. Bereits im realistischen Szenario sind lokale moderate Preiseffekt nicht nur in Nordfriesland, sondern auch in Ostholstein festzustellen. In der extremen Betrachtung verstärken sich diese Effekte und breiten sich auf Dithmarschen und Schleswig-Flensburg weiter aus.

Gerade die zu erwartende Vorgehensweise der *lokalen Kompensation* führt somit bei realistisch anzunehmenden Szenarien zu einer elastischen durchschnittlichen Bodenpreisssteigerung in den betroffenen Regionen. Insbesondere Böden niedriger Qualität werden in diesen Fall einen starken Preisanstieg erfahren. Für eine Mittelverwendung in ganz Schleswig-Holstein nach *globaler Kompensation*, z.B. durch die

---

<sup>22</sup>Die Auswirkungen dieser Maßnahme alleine zeigen sich bei Betrachtung der berechneten Szenarien, entsprechend der Regelung für öko. Vorrangflächen die Szenarien 5 % und 7 % als unelastisch auf Landesebene.

Nutzung von Ökopunkten aus dem gesamten Landesgebiet wären hingegen kaum nennenswerten Effekte auf den Bodenmarkt zu erwarten.

Als Einschränkung der Modellbetrachtung muss abschließend angemerkt werden, dass diese nur Aufschluss darüber geben, wie sensibel die Bodenpreise in Schleswig-Holstein und den Regionen reagieren, es kann keine genaue Vorhersage über die tatsächliche Bodenpreisentwicklung gemacht werden. Da es sich bei dem LP um ein komparativ-statisches Modell handelt, ist beispielsweise das Ausscheiden von Betrieben aus der Landwirtschaft im Modell nicht berücksichtigt worden. Des Weiteren ist das Modell in der Hinsicht beschränkt, dass nur ökonomische Kriterien zu den Bodenpreisen und ihren Änderungen führen. Andere Einflussfaktoren, wie beispielsweise Erwartungen oder Netzwerkeffekte die gerade auf dem Bodenmarkt eine große Rolle spielen können, sind nicht in die Ergebnisse eingeflossen.



# 7 Schlussbetrachtung

Es werden abschließend die in der Einleitung und in dem Theorieüberblick aufgeworfenen Fragen im Hinblick auf die Ausgestaltung einer nachhaltigen Landnutzung im Zusammenhang mit den durchgeführten Anwendungen betrachtet. Vorangestellt wird eine Diskussion der Methode und den sich ergebenden Einschränkungen. Daran anschließend werden die Ergebnisse aus Kapitel vier bis sechs aufgegriffen, diskutiert und in Bezug zur Theorie der nachhaltigen Landnutzung gesetzt. Insbesondere wird auf die politischen Implementationsverfahren, ihre Durchführbarkeit und Implikationen für die reale Politik eingegangen. Abschließend werden zusammenfassende Schlussfolgerungen aus den ermittelten Ergebnissen gezogen und ein knapper Ausblick über die abgehandelten Themen gegeben.

## Aspekte der Modellierung

Kern der Modellierung ist die detaillierte, regionale und betriebstypenspezifische Abbildung der schleswig-holsteinischen Landwirtschaft anhand eines LP-Modells. Daher wird zunächst auf die methodischen Einschränkungen dieser Modellform eingegangen und es werden kurz einige Aspekte des vorhandenen Modells diskutiert. Zusätzlich wird das Meta-Modell einer kritischen Betrachtung unterzogen.

Mathematische und damit Lineare-Programmierungs-Modelle werden bereits seit den 1960er zur detaillierten Abbildung der Landwirtschaft in Modellform verwendet (HAZELL und NORTON, 1986). Die Vorteile dieser Modellierung liegen insbesondere in der Möglichkeit, regionalisierte und betriebstypenspezifische technologische Zusammenhänge detailliert abzubilden. Darüber hinaus lassen sich gerade komplexe Wechselwirkungen zwischen Nachhaltigkeit und landwirtschaftlicher Produktion gut mit Hilfe von LP-Modellen darstellen. Eine Reihe von Einschränkungen hat allerdings dazu geführt, dass nach einer Hochphase in den 1960ern und 1970ern verstärkt andere Modelle wie z.B. duale Farm-Haushaltsmodelle oder CGEs verwendet wurden. Nachteile von LP-Modellen sind die Notwendigkeit einer große Menge an Daten zur Spezifizierung, eine relative große Rechenleistung, aufwendige Kalibrierungen und teils sprunghaftes Verhalten bei Simulationen (HECKELEI und BRITZ, 2005). Darüber hinaus können keine statistischen Auswertungen vorgenommen werden und das Modell kann entsprechend nicht als Ganzes validiert werden. Ökonometrisch geschätzte Duale-Modelle hingegen können dies und sind dazu in der Lage die Nachfrage- und Angebotsentscheidungen von landwirtschaftlichen Betrieben in parametrisierter Form wieder zu geben. Im Gegensatz dazu sind Duale-Modelle in ihrer Komplexität stark beschränkt und auf hoch aggregierte Daten angewiesen (HECKELEI und WOLFF, 2003). Ein LP-Modell ist unter diesen Voraussetzungen gut zur Abbildung der komplexen Wechselwirkungen zwischen Landwirtschaft und Umwelt geeignet. Aufgrund der zusätzlichen Verknüpfung mit dem Meta-Modell für die Kostenfunktion der Stickstoffbeschränkung können für diesen Aspekt die Stärken der LP-Modelle mit denen von ökonometrischen Modellen verbunden werden.

Das LP-Modell wird weiterhin als komparativ-statisches Modell klassifiziert, es sind also keine dynamischen Anpassungen des landwirtschaftlichen Sektors abgebildet. Konkret bedeutet dies, dass langfristige Investitionsentscheidungen und somit der Strukturwandel nicht berücksichtigt werden<sup>23</sup>, entsprechend stellen die Ergebnisse die kurz- bis mittelfristigen Auswirkungen der untersuchten Politikänderungen dar (HENNINGSEN, 2006). Das fehlen von Land- bzw. Pachtmärkten trägt ebenfalls zu dieser Einschränkung bei. Es wird zwar ein separierter Bodenmarkt anhand der ausgegebenen Schattenpreise für die jeweiligen Betriebsflächen eingeführt, allerdings handelt es sich dabei lediglich um eine Bestimmung der ökonomisch möglichen Pachtzahlungen bzw. der Effekte auf die Bodenpreise. Ein tatsächlicher Tausch von Flächen zwischen den Modellbetrieben findet im Rahmen dieser Arbeit noch nicht statt. Somit sind auch der landwirtschaftliche Strukturwandel und die daraus folgenden Effekte nicht explizit im Modell abgebildet. Eine interessante Möglichkeit lokale Bodenmärkte und Strukturwandel aufzunehmen, stellt die Anwendung der Agenten-basierten Modellierung dar, wobei dynamische und flexible Prozesse durch ein System von individuell handelnden Agenten direkt im Modell abgebildet werden können (BALMANN et al., 2002).

Als Zielfunktion des Modells wird der Gesamtdeckungsbeitrag maximiert, so dass die Entscheidungen der jeweiligen Betriebsleiter alleine anhand ökonomischer Kriterien abgebildet werden. Vor allem die Aufnahme der Biogasproduktion hat aufgezeigt, dass Aspekte wie Risikoaversion und persönliche Präferenzen einen Einfluss auf die Entscheidungen eines landwirtschaftlichen Betriebsleiters haben können (vgl. Abschnitt 3.1.3). Durch die nachträgliche Aufnahme des Biogassektors in das Modell und die Ausgestaltung als Investitionsentscheidung nimmt die Biogasproduktion eine Sonderstellung innerhalb des Modells ein. Die vorhandenen empirischen Daten für Biogasanlagen ermöglichen eine gute regionale Abbildung dieses Sektors. Die betrieblichen Reaktionen in Folge von Szenarioanwendungen können allerdings nicht anhand von empirischen Daten validiert werden.

Durch eine gegebene, sich nicht verändernde Technologie innerhalb des Modells, kann technischer Fortschritt nicht abgebildet werden. Technische Innovationen bieten die Möglichkeit Outputs der Koppelproduktion in Zukunft günstiger oder in größerer Zahl herzustellen. Dieser Aspekt geht nicht mit in die Ergebnisse ein und muss daher, vor allem für langfristige Betrachtungen, bei der Interpretation berücksichtigt werden.

Wie in Abschnitt 2.2.1 ausgeführt, ist die Kostenfunktion direkt dual zu einer Profitfunktion der jeweiligen landwirtschaftlichen Betriebe. Die entsprechende Multi-Input-Multi-Output-Profitfunktion bildet dabei unmittelbar potentielle Koppelprodukte der Landwirtschaft ab (LAU, 1978). Eine eingehendere Analyse, u.a. die explizite Ableitung des kompletten Systems von Angebots- und Nachfragefunktionen inklusive der Nachhaltigkeitsgüter, ist mit Hilfe des Profitfunktionsansatzes nicht nur theoretisch durchführbar, sondern auch ökonometrisch schätzbar. Der Profitfunktionsansatz stellt eine unmittelbare Erweiterung des in dieser Arbeit verwendeten Meta-Modells dar. In der Entwicklung zu einem voll umfassenden Analysewerkzeug für nachhaltige Landnutzungspolitiken ist die Bestimmung einer Kostenfunktion daher nur ein Zwischenschritt. Eine Weiterführung der vorliegenden Arbeit in diese Richtung ist möglich und wünschenswert.

---

<sup>23</sup>Ausnahme für Investitionsentscheidungen ist in dem verwendeten Modell die Biogasproduktion, siehe Abschnitt 3.1.3.



Ein weiterer Aspekt der methodischen Erweiterung des Meta-Modells stellt das sogenannte „up-scaling“ auf ein größeres Gebiet bzw. andere Gebiete dar. Anhand der ökonomisch bestimmten Kostenfunktion können auf diese Weise die für Schleswig-Holstein geschätzten Vermeidungskosten der Stickstoffeinsparung auf andere Regionen, beispielsweise ganz Deutschland, übertragen werden. Wie in Abschnitt 3.2.3 beschrieben erfolgt dies grundsätzlich durch die Parametrisierung der geschätzten Kostenfunktionsparameter  $\beta(x)$ . Konkret wurden in dieser Arbeit u.a. die betriebliche Bodenqualität, die Flächenanteile im Pflanzenbau, die Tierhaltung und die Biogasproduktion als x-Faktoren zur Parametrisierung verwendet. Eine Übertragung der geschätzten Kostenfunktion auf andere Regionen kann nun dadurch erfolgen, dass die relevanten x-Faktoren der Übertragungsregion zur Berechnung der entsprechenden Kostenparameter  $\beta_r = \beta(x_r)$  verwendet werden. Allerdings setzt die empirische Validität eines solchen Scaling-Up-Verfahrens voraus, dass die Varianz der verwendeten x-Faktoren in der Schätz- und Übertragungsregion hinreichend übereinstimmen. Entsprechend lassen sich Vermeidungskostenfunktionen für Regionen mit hinreichend ähnlichen klimatischen und biophysikalischen Eigenschaften sowie ähnlicher Betriebsstruktur wie Schleswig-Holstein gut abbilden. Dies gilt sicherlich für angrenzende Regionen im Nordwesten Deutschlands bzw. Europas, allerdings nur bedingt für südeuropäische Regionen. Eine genaue empirische Überprüfung dieses Verfahrens steht allerdings noch aus und stellt somit eine interessante Forschungsaufgabe für die Zukunft dar.

## Diskussion

Die Analyse der Stickstoffüberschussbegrenzung in Kapitel 4 stellt in erster Linie die Betrachtung des Nachhaltigkeitsgutes Wasserschutz dar. Die Auswirkungen von Stickstoffemissionen auf den Klimaschutz in Abschnitt 2.1.1 zeigen, dass gleichzeitig durch die Stickstoffeinsparungen auch Klimaschutz erzeugt wird. Das heißt in den hier durchgeführten Analysen ergibt sich eine komplementäre Beziehung zwischen Klima- und Wasserschutz. Die ermittelten monetären Vermeidungskosten der Hoftorbilanzeinschränkung stellen somit sowohl die Kosten für Wasserschutz, als auch Klimaschutz dar. Werden diese Kosten nur einem der beiden Nachhaltigkeitsgüter zugeordnet, werden die jeweiligen Vermeidungskosten gegenüber den tatsächlich anfallenden Kosten überschätzt.

Anhand der Szenarien für zulässige Hoftorbilanzen kann eine parametrisierte Translog-Vermeidungskostenfunktion ermittelt werden. Dabei haben Betriebsgröße, Tierhaltung und Biogasproduktion einen entscheidenden Einfluss auf Höhe und Verlauf der Kostenfunktion. In Verbindung damit kommt es zu einer regionalen Differenzierung der Vermeidungskosten mit überdurchschnittlichen Kosten im Nordwesten von Schleswig-Holstein. Für moderate Verschärfungen der Hoftorbilanz um 20 bzw. 40 kg N/ha können im Durchschnitt Kosten unter 50 bzw. 100 €/ha ermittelt werden. In den weiteren Hoftorbilanzszenarien nehmen die Kosten stark zu, so dass es bei keinem erlaubten Überschuss ( $z=0$  kg N/ha) zu durchschnittlichen Vermeidungskosten von 500 €/ha kommt.

Es ergeben sich zum Teil erheblich unterschiedliche Kostenfunktionen für einzelne Betriebstypen und Regionen, insbesondere ergeben sich hohe Vermeidungskosten für intensive Tierhaltungsbetriebe. Allgemein hat die Kostenfunktion einen großen Einfluss auf die Wohlfahrtseffekte der drei analysierten Politikimplementationsverfahren

*Regulierung, kompensierte Ökologisierung* und *Vertragsnachhaltigkeit*. Die *Regulierung* zeigt dabei die anfallenden volkswirtschaftlichen Kosten einer Stickstoffüberschussbeschränkung auf. Mit Blick auf die in den letzten Jahren nicht erreichten Umweltziele und die an die Cross-Compliance gekoppelten Direktzahlungen ist es denkbar, dass ein derartiges Verfahren für Szenarien mit niedrigen  $z$ 's, also moderaten Einschränkungen der Hoftorbilanzüberschüsse tatsächlich angewendet wird. In Schleswig-Holstein würde dies im Durchschnitt Vermeidungskosten von knapp über 30 €/ha verursachen. Durch die heterogene Verteilung der Kosten und damit unterschiedliche Belastungen der Betriebe könnte dies den Strukturwandel begünstigen. Die Einführung einer pauschalen Kompensierung in der *kompensierten Ökologisierung* führt zu noch stärkeren Unterschieden zwischen den Betriebstypen. Durch die Ausgleichszahlungen werden Ackerbaubetriebe mit Vermeidungskosten unterhalb der pauschalen Kompensation überkompensiert und stehen finanziell besser dar, als vor der Stickstoffbeschränkung. Kleine tierhaltende und biogasproduzierende Betriebe mit hohen Vermeidungskosten werden unterkompensiert und werden finanziell schlechter gestellt als ohne die Beschränkung. Ohne Aussagen über die tatsächliche Entwicklung machen zu können, kann dies ein weiterer Treiber für den Strukturwandel sein. Bei der *Vertragsnachhaltigkeit* werden grundsätzlich die Grenzkosten der Betriebe gedeckt. Aussagen für dieses Verfahren mit Bezug auf den Strukturwandel sind mit dem vorliegenden Modell daher nicht möglich.

Zentrales Ergebnis des Vergleichs zwischen den drei Politikimplementationen ist, dass ein Auktionsverfahren zu deutlichen Effizienzsteigerungen auf Seiten der Wohlfahrt im Vergleich zu den anderen Verfahren führt, dies aber durch höhere Staatsausgaben „erkauft“ werden muss. Inwieweit eine tatsächliche Einführung von *Vertragsnachhaltigkeit* in diesem Bereich realistisch ist, ist schwer zu bestimmen. Aufgrund des knappen Staatsbudgets und der mit diesem Verfahren verbundenen Umverteilung von Steuerzahlern zu Produzenten kann die politische Durchsetzbarkeit in Frage gestellt werden. Die Effizienzsteigerung nimmt mit steigender Einschränkung immer stärker ab. Der Grund für dieses Ergebnis liegt in der Tatsache, dass die Ausnutzung betrieblich unterschiedlicher Vermeidungskosten gegen Null geht, wenn die einzuhaltende Hoftorbilanz gegen Null geht. Eine negative Bilanz würde ein Nährstoffentzug darstellen und ist daher im Modell nicht erfasst. Mit zunehmender Einschränkung sinkt daher die Möglichkeit unterschiedlich hohe Stickstoffüberschüsse zwischen den Betrieben auszugleichen.

Am Beispiel der „Eider-Treene-Niederung“ konnte exemplarisch gezeigt werden, dass sich durch die (Wieder-)Vernässung von Moorflächen relevante Mengen an Treibhausgasen zu niedrigeren Kosten (= entgangenen Produktionsgewinnen der Landwirtschaft) einsparen lassen. Die Kosten der Vernässung, die durch das Modell ermittelt werden, sind in der Größenordnung vergleichbar mit den Ergebnissen anderer durchgeführter wissenschaftlicher Studien. Insbesondere die nicht vollständige Vernässung und daher nur Teilextensivierung des Gebiets führt zu besonders niedrigen Vermeidungskosten je t CO<sub>2</sub>-Äq a<sup>-1</sup>. Langfristig kann durch diese Maßnahme aber ein deutlich kleinerer Gesamtbeitrag zum Klimaschutz geleistet werden. Steht der Faktor Effizienz im Focus, ist die *Vertragsnachhaltigkeit* als effizienter einzustufen im Vergleich zur regulatorischen Durchsetzung der Vernässung und einer gezielten Kompensation. Ohne Berücksichtigung von Umverteilungseffekten ist dies aus volkswirtschaftlicher Sicht, die zu präferierende Methode. Aus polit-ökonomischen Gesichtspunkten hingegen, scheint die *Vertragsnachhaltigkeit* kaum durchsetzbar

zu sein. Das Verhältnis von sinkenden volkswirtschaftlichen Kosten zu steigenden Staatsausgaben zwischen *Vertragsnachhaltigkeit* und *kompensierter Ökologisierung* ist für die Moorvernässung deutlich schlechter als für die Stickstoffeinschränkung.

Die in Kapitel 6 dargestellte Analyse bezüglich der Ausweisung von Naturschutzflächen infolge des Windenergieausbaus orientiert sich nicht an den drei Implementationsverfahren für Nachhaltigkeitspolitiken aus Abschnitt 3.3. Der Grund dafür ist, dass es ein eindeutig vorgegebenes politisches und gesetzlich geregeltes Verfahren in diesem Bereich gibt. Dazu kommt, dass der Ausbau der Windenergie und die benötigten Naturschutzflächen nur einen indirekten Effekt auf die Landwirtschaft ausübt. Mit Blick auf die in Abschnitt 2.1.1 behandelten Nachhaltigkeitsgüter bzw. den Trade-offs zwischen Landwirtschaft und Nachhaltigkeit können die Naturschutzflächen als Beitrag zur Biodiversität und der Landschaft bzw. dem Landschaftsbild gewertet werden. Auch in diesem Fall ist weder der genau gestiftete Nutzen noch die Nachfrage bekannt, das staatliche Handeln kann allerdings als Nachfrage interpretiert werden.

Die genauen Vermeidungskosten der Maßnahme werden nicht bestimmt, anhand der ermittelten Bodenpreisänderungen können aber Kosten und Effekte der Maßnahme und somit Implikationen für die Biodiversität abgeschätzt werden. Für die beiden untersuchten Verfahren der *globalen* und *lokalen* Kompensation sind geringe Effekte auf den Bodenmarkt ermittelt worden. Erst unter extremen Voraussetzungen und starker lokaler Konzentration der Naturschutzmaßnahmen konnten spürbare Effekte festgestellt werden. Der Gesamteffekt der Ausgleichsmaßnahmen im Zuge des Ausbaus der Windenergie auf die Landwirtschaft bleibt sehr gering, da die gesamte Ausgleichsfläche nur knapp 0,6 % der gesamten landwirtschaftlichen Fläche umfasst.

## Fazit

Es kann sowohl anhand von Daten anderer Forschungsvorhaben (HEIDECKE et al., 2012; TAUBE et al., 2013b), als auch aufgrund eigener Berechnungen, insbesondere für Stickstoffüberschüsse, gezeigt werden, dass gesetzliche und politisch deklarierte Ziele für Umweltstandards der Landwirtschaft nachhaltig nicht erreicht werden. Interpretiert man diese Ziele als die Nachfrage nach den entsprechenden Nachhaltigkeitsgütern, muss konstatiert werden, dass eine Unterversorgung dieser Güter vorliegt. Ergebnisse von VAN GRINSVEN et al. (2015) und SUTTON et al. (2011) zeigen zusätzlich, dass diese Unterversorgung zu gesellschaftlichen Nettowohlfahrtsverlusten in der Größenordnung von 70 - 485 Mrd. € je Jahr in Europa führt. Dabei ist unbestritten, dass der Markt grundsätzlich nicht in der Lage ist, Nachhaltigkeitsgüter effizient zur Verfügung zu stellen (vgl. Abschnitt 2.3). Es liegt also in jedem Fall Marktversagen vor und die Politik ist gefordert, für eine effiziente Bereitstellung von Nachhaltigkeitsgütern zu sorgen. Allerdings führen politische Prozesse nicht per se zu effizienten Lösungen, sondern diese sind ihrerseits durch spezielle Unzulänglichkeiten charakterisiert, die zu Politikversagen führen können. Eine zentrale Rolle zur Vermeidung von Politikversagen (d.h. eine effiziente politische Bereitstellung von Nachhaltigkeitsgütern) spielen dabei wissenschaftliche Analysen, die die wahren Produktionstechnologien ermitteln. Die Ermittlung der detaillierten produktionstechnischen Zusammenhänge stellt eine sehr komplexe Aufgabe dar. Letztere ist von den genauen betriebsindividuellen Ausstattungen und regionalen Boden- und Klimaverhältnissen abhängig. Produktionstechnische Zusammenhänge

lassen sich durch entsprechende ökologisch-ökonomische Verbundmodelle empirisch ermitteln. Ein entsprechender Ansatz wurde im Rahmen dieser Arbeit entwickelt und angewandt.

Infolge der Analyse von unterschiedlichen politischen Implementationsverfahren für Nachhaltigkeit konnte gezeigt werden, dass ein dezentraler Auktionsmechanismus zu volkswirtschaftlich effizienten Politikverfahren führt. Dabei generieren die beteiligten landwirtschaftlichen Produzenten eine Rente und offenbaren gleichzeitig anhand des dezentralen Prozesses ihre Grenzkosten in Form von Preisen für das Nachhaltigkeitsgut. Durch diesen „politischen Markt“ für Nachhaltigkeitsgüter haben Produzenten zusätzlich den Anreiz mögliche innovative Produktionsprozesse schnell umzusetzen und eine mögliche Rente am Nachhaltigkeitsmarkt zu erzielen. Diese Vorteile des Auktionsmechanismus (*Vertragsnachhaltigkeit*) werden durch ein höheres Staatsbudget und damit einer Umverteilung von Steuerzahlern/Konsumenten zu Produzenten erreicht.

Die Umverteilungseffekte können eine politische Durchsetzbarkeit von effizienten Verfahren behindern. Zusätzlich ergibt sich eine heterogene Verteilung der Renten innerhalb des landwirtschaftlichen Sektors, so dass entsprechend benachteiligte Gruppen (nach Ergebnissen dieser Arbeit: kleine Betriebe, tierhaltende Betriebe und Biogasbetriebe) ebenfalls eine Blockade entsprechender Politiken anstreben könnten. Vor diesem Hintergrund ist es wahrscheinlich, dass einfachere zentrale Verfahren, wie die *Regulierung* und *kompensierte Ökologisierung*, politisch umgesetzt werden, obwohl diese wohlfahrtstheoretisch ineffizient sind.

## 8 Zusammenfassung

Für die Ausgestaltung einer nachhaltigen Landnutzung sind in erster Linie die Wechselwirkungen zwischen Landwirtschaft und Umwelt von Bedeutung. Diese auch Trade-offs genannten Wechselwirkungen stellen unmittelbare und mittelbare Auswirkungen der landwirtschaftlichen Produktion auf einzelne Umweltaspekte dar. Zentrale, in dieser Arbeit konkret untersuchte Aspekte, sind z.B. der Klimawandel, der Wasserschutz und die Biodiversität. Es handelt sich dabei um sogenannte Umwelt- oder Nachhaltigkeitsgüter. Die Wechselwirkungen zwischen Landwirtschaft und Nachhaltigkeit sind inhaltlich in der Koppelproduktion der Nachhaltigkeitsgüter zusammen mit landwirtschaftlichen Erzeugnissen begründet. Diese Kopplung zwischen Landnutzung und Umwelt bedeutet, dass durch Art und Weise eines bestimmten landwirtschaftlichen Produktionsprozesses bestimmt wird, wie viele der jeweiligen Nachhaltigkeitsgüter gleichzeitig produziert werden. Die Trade-offs zwischen diesen Beiden stellen die Kosten der Umweltgüter, gemessen als Verzicht auf landwirtschaftliche Erzeugnisse, dar.

Für die zentralen Nachhaltigkeitsgüter Wasserschutz, Klimaschutz, Biodiversität und Landschaftsbild werden derzeitige politische und gesellschaftliche Nachhaltigkeitsziele nicht erreicht. In dieser Arbeit werden die Gründe für dieses nicht Erreichen anhand der bestehenden ökonomischen Theorien abgeleitet. Wesentliches Merkmal von Umweltgütern ist ihre Klassifizierung als öffentliche Güter und der damit einhergehende externe Effekt im Konsum. Deshalb kommt es zu einem Marktversagen und entsprechend zu keiner effizienten Bereitstellung von Nachhaltigkeitsgütern. Eine optimale Bereitstellung ist daher nur durch politische Mechanismen zu erreichen und dafür ist es notwendig, die Kosten und Zahlungsbereitschaften von Nachhaltigkeitsgütern zu bestimmen. Der Fokus dieser Arbeit liegt dabei auf der landwirtschaftlichen Produktionseite und somit auf den Kosten für Nachhaltigkeitsgüter. Hierzu werden mit Hilfe eines ökologisch-ökonomischen Verbundmodells der schleswig-holsteinischen Landwirtschaft der Ist-Zustand und mögliche Handlungsoptionen analysiert.

Aufgrund der angesprochenen Koppelproduktion zwischen Landwirtschaft und Nachhaltigkeit ist eine umfassende Abbildung der nachhaltigen Landnutzung nur mit Hilfe einer Multi-Input-Multi-Output-Produktionstechnologie möglich. Als Kern des ökonomisch-ökologischen Verbundmodells wird daher ein LP-Modell verwendet. Dieses Modell ermöglicht eine sehr detaillierte Abbildung der Produktionsprozesse und Wechselwirkungen. Zur besseren Handhabung und für eine etwaige Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Regionen wird zusätzlich ein Meta-Modell geschätzt. Um eine allgemeine Funktionsform für den Zusammenhang zwischen Stickstoffeinsparungen, Betriebscharakteristika und Vermeidungskosten der Stickstoffeinsparungen zu ermitteln, werden die Simulationsergebnisse des LP-Modells herangezogen. Diese Modellierung ermöglicht eine Analyse von verschiedenen politischen Implementationsverfahren für Nachhaltigkeitsgüter.

Das Verbundmodell wurde für drei unterschiedliche Anwendungen verwendet, dabei werden die Nachhaltigkeitsgüter Wasserschutz und Klimaschutz explizit und das Nachhaltigkeitsgut Biodiversität implizit analysiert. Wasserschutz wird durch die Beschränkung von Stickstoffüberschüssen in Form einer Hoftorbilanz und die dadurch anfallenden Vermeidungskosten untersucht. Mit dem LP-Modell konnten der Ist-Zustand und politische Szenarien für unterschiedliche Hoftorbilanzen umfassend abgebildet werden. Wesentliche Merkmale dabei sind, dass Tierhaltung und Biogasproduktion einen großen Einfluss auf Stickstoffbilanzen haben und entsprechend im Nordwesten von Schleswig-Holstein besonders große Überschüsse zu verzeichnen sind. Mittels der Meta-Modellierung wird eine allgemeine Kostenfunktion abgeleitet. Entsprechend der Situation bei der Stickstoffbilanz, haben Tierhaltung und Biogasproduktion auch den größten Effekt auf die Vermeidungskosten. Die Analyse der politischen Implementationsverfahren ergibt entsprechend, dass bei einer allgemeingültigen Hoftorbilanz, Schweine- und Milchviehbetriebe mit und ohne Biogasproduktion besonders von den Vermeidungskosten betroffen sind. Zwischen den unterschiedlichen Verfahren zur Umsetzung der Nachhaltigkeitspolitik zeigen sich eindeutige Effizienzsteigerungen durch die Anwendung eines Auktionsverfahrens, allerdings auf Kosten eines gestiegenen Budgets.

Für die Untersuchung des Klimaschutzes in Folge der Wiedervernässung von Moorflächen ist ein ähnliches Vorgehen angewandt worden. Anhand von Messdaten für Treibhausgasemissionen aus Moorflächen in der „Eider-Treene-Niederung“ (POYDA et al., 2015) konnten Vermeidungskosten für zwei Szenarien der Wiedervernässung berechnet werden. Es konnte gezeigt werden, dass durch Moorvernässung zu niedrigen bis mittleren Vermeidungskosten Treibhausgasemissionen eingespart werden können. Eine optimale Ausnutzung des Klimaschutzpotential ist allerdings nur bei einer starken Vernässung und somit fast vollständiger Aufgabe der landwirtschaftlichen Produktion möglich. Die Analyse der politischen Implementationsverfahren hat auch für diesen Fall gezeigt, dass ein dezentrales Verfahren in Form einer Auktion zu Effizienzsteigerung der Nachhaltigkeitspolitik führt. Im Vergleich zu den Ergebnissen der Stickstoffeinsparung sind die Effizienzsteigerungen allerdings sehr gering. Die Budgetausgaben steigen ebenfalls durch die Verwendung einer Auktion als Implementationsverfahren.

Die letzte Modellanwendung behandelt die Ausweisung von Naturschutzflächen infolge des Windenergieausbaus. Die Naturschutzflächen können dabei exemplarisch als Bereitstellung von Biodiversität und Landschaftsbild, zu mindestens als positiver Einfluss auf diese beiden Nachhaltigkeitsgüter, interpretiert werden. Anhand des Verbundmodells wurde der Einfluss auf Bodenmärkte durch die Ausweisung der Naturschutzflächen untersucht. Nur bei einer lokalen Konzentration von Naturschutzflächen unter extremen Voraussetzungen kommt es zu spürbaren Effekten auf dem Bodenmarkt. Allgemein reagiert der Bodenmarkt sehr unelastisch auf die Menge von Naturschutzflächen, die durch den Windenergieausbau nachgefragt wird.

In dieser Arbeit werden die Auswirkungen und Kosten der Bereitstellung von Nachhaltigkeitsgütern, insbesondere von Klima- und Wasserschutz, gezeigt. Tierhaltende sowie biogasproduzierende Betriebe haben einen starken Einfluss auf Nachhaltigkeitsgüter. Die Bereitstellung dieser Güter geht daher speziell für diese Betriebe mit hohen Kosten einher. Anhand des ermittelten Meta-Modells für die Vermeidungskosten der Stickstoffeinschränkung wird für diesen Bereich eine mögliche Anwendung der Methode über das derzeitige Modellgebiet hinaus geschaffen. Nach-

haltigkeitspolitiken unter Einbeziehung eines Auktionsmechanismus sind volkswirtschaftlich effizient, allerdings auf Kosten von steigenden Staatsausgaben.





## 9 Summary

The design of sustainable land use is determined by the interplay between agricultural and environmental aspects. These interplays, known as trade-offs, affect the agricultural production both, directly and indirectly, due to particular environmental aspects. Central aspects such as climate change, water protection and bio-diversity are of particular interest for this thesis. They are so called environmental goods or sustainable goods. The interaction between agriculture and sustainable production rely on the coupled production of sustainable goods and agricultural products. This relation between land use and environment determines to which extend sustainable goods are produced along with a type of a particular agricultural production process. The choice of a specific production procedure determines the produced amount of both, agricultural goods as well as sustainable goods. The cost of environmental goods is determined by the form of not producing certain agricultural goods. This results in the aforementioned trade-off.

The current political and social goals for central sustainable goods like water protection, climate protection, bio-diversity and landscaping are not met. This thesis discusses the reasons for not meeting these socio-political goals based on current economic theories. An essential characteristic of sustainable goods is their classification as public goods, attended by the externality in consumption. Due to the failing market the provision with sustainable goods is not efficient. As a result, an optimized provision of such goods is only achievable with political mechanisms. Furthermore, it is essential to collect data on the willingness-to-pay for sustainable goods, along with their actual costs. In scope of this thesis are the aspects of agricultural production and thus the actual costs for sustainable goods. The present situation and options for actions are analysed by means of a joint ecologic-economic model of Schleswig-Holstein's agriculture.

Due to the previously mention coupled production between agricultural and sustainable goods a comprehensive description of sustainable land use requires multi-input-multi-output-production technologies. Thus a LP-model is used as the core for the joint economic-ecologic model. Furthermore, a meta-model is approximated for purposes of ease of use and the ability to transfer the results to additional regions. This is achieved by using the simulation results of the LP-model to derive a general function to describe the relation between Nitrogen-retrenchment, the corresponding costs and farm characteristics. This modelling allows an analysis of the effect of possibly implemented policies on sustainable goods.

The joint model is used applied to three different aspects. The sustainable goods water and climate protection have been analysed explicitly. Bio-diversity has been analysed implicitly. Water protection is investigated in form of a farm gate balance considering the limitations of nitrogen-surpluses and its corresponding costs to avoid those. The LP-model enables a comprehensive description of the current state and the effect of political scenarios on various farm gate balances. A substantial finding is that stock breeding and bio-gas production have a high impact on the

nitrogen-surplus. Here, extraordinarily high values have been registered in north-west Schleswig-Holstein. Consequently, a general cost-function has been derived by means of the meta-model. Stock breeding and bio-gas production show the highest impact on the costs to avoid nitrogen-surplus production, accordingly. The analysis shows, that the implementation of policies exceedingly affect pig ranches and dairy farms with and without bio-gas facilities, assuming a generic farm gate balance. The comparison of different approaches of implementing sustainability policies show an increased efficiency if an auctioning method is used. However, this results in the need for an increased budget.

The investigation of climate protection measures in form of water logging of former-marsh land follows a similar procedure. The costs for water logging were calculated based on measurements of greenhouse gas emissions from the marsh land in the lowland of Eider and Treene (POYDA et al., 2015). It can be shown that a reduction of greenhouse gas emissions can be achieved by water logging measures with low to medium costs. An optimal use of the potential in climate protection is only possible by extended water logging measures. However, this requires to almost completely giving up agricultural production. In agreement with previous findings an auctioning method with its decentralized character shows the highest efficiency to implement the corresponding sustainability policies. However, the increase of efficiency is small compared to the methods for nitrogen-reduction. The implementation in form of an auctioning method leads, again, to an increased budget.

The last application of the model is focused on the designation of environmental protection areas based on the extension of wind energy. Environmental protection areas can be considered as a factor for enhanced bio-diversity and landscaping and can be interpreted as a positive influence on sustainable goods. The joint-model has been used to study the impact of the designation of environmental protection areas on the agricultural land market. A noticeable impact on the agricultural land market is only observed under extreme conditions such as local concentration of protected areas. In general, the land market reacts relatively inelastic to the extent of environment protection areas demanded by wind energy development.

This thesis shows the impact and cost for provision of sustainable goods, especially in terms of climate and water protection. Stock breeding and bio-gas producing enterprises have a high impact on sustainable goods. Provision of such goods results in high costs. In general and especially for those farms. The meta-model to model the costs for avoiding nitrogen-surpluses enabled a method which can be applied in various aspects beyond the currently used field. Sustainability policies considering the mechanisms of an auction are economically efficient. However, they are accompanied by an increased government spending.

Teil III  
Literatur und Anhang



# Literaturverzeichnis

- AGENTUR FÜR ERNEUERBARE ENERGIEN E. V. (2013): Planungsrecht & Erneuerbare Energien. Agentur für Erneuerbare Energien e. V., Renewes Spezial.  
**URL:** [http://www.unendlich-viel-energie.de/media/file/163.62\\_Renews\\_Spezial\\_Planungsrecht\\_online.pdf](http://www.unendlich-viel-energie.de/media/file/163.62_Renews_Spezial_Planungsrecht_online.pdf)
- AKERLOF, G. A. (1970): The Market for 'Lemons': Quality Uncertainty and the Market Mechanism. In: The Quarterly Journal of Economics, 84(3):488–500.  
**URL:** <http://ideas.repec.org/a/tpr/qjecon/v84y1970i3p488-500.html>
- ALBRECHT, E. (2011): Biogasproduktion und ihre Wirkung auf lokale und globale Umweltgüter: Eine modellgestützte Analyse für Schleswig-Holstein. Masterarbeit, Agrar- und Ernährungswissenschaftliche Fakultät der Christian-Albrechts-Universität, Kiel.
- ALBRECHT, E., R. DEHNING, C. HENNING und U. LATACZ-LOHMANN (2014): Naturschutzrechtliche Eingriffsregelung für Windkraftanlagen in SH - Abschlussbericht einer Studie der Gesellschaft für Energie und Klimaschutz Schleswig-Holstein GmbH (EKSH). Technischer Bericht, Institut für Agrarökonomie.
- ALBRECHT, E. und C. H. HENNING (2013): Biogasproduktion und Nachhaltige Landnutzung: Ein Widerspruch? - Eine Modellgestützte Analyse am Beispiel von Schleswig-Holstein. In: Jahrbuch der Österreichischen Gesellschaft für Agrarökonomie, 22(2):55–64. ISBN 978-3-7089-1088-8.
- ALBRECHT, E. und C. H. C. A. HENNING (2012): Biogasproduktion in Schleswig-Holstein und ihre Auswirkungen auf lokale und globale Umweltgüter. Paper presented at 62. Öffentlichen Hochschultagung der Agrar- und Ernährungswissenschaftlichen Fakultät der Universität Kiel, Germany.
- ANGENENDT, E., A. KONOLD, R. JOOSS, E. BAHRS und J. ZEDDIES (2010): Nachhaltiger Anbau von Bioenergie - Eine ökonomisch-ökologische Analyse für das Umweltministerium in Baden-Württemberg. In: Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e. V. Band 50.
- ANTLE, J. M. und S. M. CAPALBO (2001): Econometric-process models for integrated assessment of agricultural production systems. In: American Journal of Agricultural Economics, 83(2):389–401.
- ANTLE, J. M., S. M. CAPALBO, E. T. ELLIOTT und K. H. PAUSTIAN (2004): Adaptation, Spatial Heterogeneity, And The Vulnerability Of Agricultural Systems To Climate Change And Co2 Fertilization: An Integrated Assessment Approach. In: Climatic Change, 64(3):289–315.

- ARROW, K. J. und M. D. INTRILIGATOR (Hrsg.) (1982): Handbook of Mathematical Economics, Band II. North-Holland Publishing Company.
- BACH, M., B. HILLEBRECHT, E. A. HUNSAGER und M. STEIN (2014): Berechnung von Stickstoff-Flächenbilanzen für die Bundesländer - Jahre 2003 bis 2011. Methodenbeschreibung zum Indikator der Länder-Initiative Kernindikatoren (LIKI). 2., überarbeitete Fassung.
- BALMANN, A. (1997): Farm-based modelling of regional structural change: A cellular automata approach. In: European review of agricultural economics, 24:85–108.
- BALMANN, A., K. HAPPE, K. KELLERMANN und A. KLEINGARN (2002): Adjustment Costs of Agri-Environmental Policy Switching: An Agent Based Analysis of the German Region Hohenlohe. In: JANSSEN, M. A. (Hrsg.), Complexity and Ecosystem Management. Edward Elgar, Cheltenham UK, 127–157.
- BANFI, S., M. FILIPPINI, A. HOREHÁJOVÁ und D. PIÓRO (2007): Zahlungsbereitschaft für eine verbesserte Umweltqualität am Wohnort. Schätzungen für die Städte Zürich und Lugano für die Bereiche Luftverschmutzung, Lärmbelastung und Elektromog von Mobilfunkantennen., Band Umwelt-Wissen Nr. 0717. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- BANSE, M., H. VAN MEIJL, A. TABEAU und G. WOLTJER (2008): Will Eu Biofuel Policies Affect Global Agricultural Markets? In: European Review of Agricultural Economics, 35(2):117–141.
- BERNHEIM, D. und M. D. WHINSTON (1986): Common Agency. In: Econometrica, 54(4):923–942.
- BERNHOLZ, P. und F. BREYER (1993): Grundlagen der Politischen Ökonomie - Band 1: Theorie der Wirtschaftssysteme. Mohr Siebeck, Tübingen.
- BIEWALD, A., S. ROLINSKI, H. LOTZE-CAMPEN, C. SCHMITZ und J. P. DIETRICH (2014): Valuing the impact of trade on local blue water. In: Ecological Economics, 101:43–53.
- BIROL, E., K. KAROUSAKIS und P. KOUNDOURI (2006): Using a choice experiment to account for preference heterogeneity in wetland attributes: The case of Cheimaditida wetland in Greece. In: Ecological Economics, 60(1):145–156.
- BLAG (2012): Evaluierung der Düngeverordnung - Ergebnisse und Optionen zur Weiterentwicklung. Abschlussbericht. Bund-Länder-Arbeitsgruppe zur Evaluierung der Düngeverordnung. Bericht im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Braunschweig.  
**URL:** [http://literatur.vti.bund.de/digbib\\_extern/dn051542.pdf](http://literatur.vti.bund.de/digbib_extern/dn051542.pdf)
- BLAG-KLINA (2014): Umweltbezogene Nachhaltigkeitsindikatoren 2014 - Informationen zur Umweltqualität in den Bundesländern. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft "Klima, Energie, Mobilität - Nachhaltigkeit".
- BMBF (2010): Nationale Forschungsstrategie BioÖkonomie 2030 – Unser Weg zu einer bio-basierten Wirtschaft. Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) Referat Bioökonomie.

- BMEL (2015): Agrarpolitischer Bericht der Bundesregierung 2015. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL).  
**URL:** [http://www.bmel-statistik.de//fileadmin/user\\_upload/monatsberichte/DFB-0010010-2015.pdf](http://www.bmel-statistik.de//fileadmin/user_upload/monatsberichte/DFB-0010010-2015.pdf)
- BMU (2009): Erneuerbare Energien - Innovationen für eine nachhaltige Energiezukunft. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU).  
**URL:** <http://www.depi.de/download/broschueren/ee\innovationen\energiezukunft.pdf>
- BMU (2010): Der Indikatorenbericht 2010 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU).  
**URL:** [https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/monitoring/Indikatorenbericht-2010\\_NBS\\_Web.pdf](https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/monitoring/Indikatorenbericht-2010_NBS_Web.pdf)
- BMU (2014): Klimaschutz in Zahlen. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit.  
**URL:** [http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten\\_BMU/Pool/Broschueren/klimaschutz\\_in\\_zahlen\\_broschuere\\_bf.pdf](http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Pool/Broschueren/klimaschutz_in_zahlen_broschuere_bf.pdf)
- BMU und BMELV (2010): Nationaler Biomasseaktionsplan für Deutschland - Beitrag der Biomasse für eine nachhaltige Energieversorgung. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz.
- BNATSCHG (2009): Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), das zuletzt durch Artikel 4 Absatz 100 des Gesetzes vom 7. August 2013 (BGBl. I S. 3154) geändert worden ist). Bundesgesetzblatt.  
**URL:** [http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/bnatschg\\_2009/gesamt.pdf](http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/bnatschg_2009/gesamt.pdf)
- BODIRSKY, B. L., A. POPP, H. LOTZE-CAMPEN, J. P. DIETRICH, S. ROLINSKI, I. WEINDL, C. SCHMITZ, C. MÜLLER, M. BONSCHE, F. HUMPENÖDER, A. BIEWALD und M. STEVANOVIC (2014): Reactive nitrogen requirements to feed the world in 2050 and potential to mitigate nitrogen pollution. In: Nature Communications, 5:3858.  
**URL:** <http://www.nature.com/ncomms/2014/140513/ncomms4858/pdf/ncomms4858.pdf>
- BORRESCH, R. und B. WEINMANN (2006): Modellierung und Bewertung der entkoppelten Direktzahlungen – eine Anwendung des Landnutzungsmodells ProLand sowie des Bewertungs- und Modellrahmens CHOICE. In: Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e. V. Band 42:283.
- BOSCH, S. und G. PEYKE (2011): Gegenwind für die Erneuerbaren - Räumliche Neuorientierung der Wind-, Solar- und Bioenergie vor dem Hintergrund einer verringerten Akzeptanz sowie zunehmender Flächennutzungskonflikte im ländlichen Raum. In: Raumforschung und Raumordnung, 69(2):105 –118.

- BOXALL, P. und W. ADAMOWICZ (2002): Understanding Heterogeneous Preferences in Random Utility Models: A Latent Class Approach. In: *Environmental and Resource Economics*, 23(4):421–446.
- BOYLE, G. E. und D. O’NEILL (1990): The Generation of Output Supply and Input Demand Elasticities for a Johansen-Type Model of the Irish Agricultural Sector. In: *European Review of Agricultural Economics*, 17:387–405.
- BRITZ, W. und R. DELZEIT (2013): The impact of German biogas production on European and global agricultural markets, land use and the environment. In: *Energy Policy*, 62:1268–1275.  
**URL:** <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301421513006307>
- BRITZ, W. und A. LEIP (2009): Development of marginal emission factors for N losses from agricultural soils with the DNDC-CAPRI meta-model. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 133:267–279.
- BRITZ, W. und H.-P. WITZKE (2014): CAPRI model documentation 2014.  
**URL:** [http://www.capri-model.org/docs/capri\\_documentation.pdf](http://www.capri-model.org/docs/capri_documentation.pdf)
- BRUGGER, M. (2009): Ökonomische Analyse agrarpolitischer Umweltmassnahmen unter Verwendung eines biophysikalischen Modellansatzes. Dissertation, ETH Zürich.
- BRUNS, D. (2008): Die Europäische Landschaftskonvention. - Anknüpfungspunkt und Impuls für eine moderne Landschaftspolitik. In: *Laufener Spezialbeiträge*, 1:104–113.
- BUCHANAN, J. M. und W. C. STUBBLEBINE (1962): Externality. In: *Economica*, 29(116):371–384.
- BV-SH (2011): Flächenverbrauch stoppen. Bauernverband Schleswig-Holstein e.V.  
**URL:** [http://www.bauernverbandsh.de/fileadmin/download/PM/PM\\_Flaechenverbrauch\\_stoppen\\_02\\_12\\_2011.pdf](http://www.bauernverbandsh.de/fileadmin/download/PM/PM_Flaechenverbrauch_stoppen_02_12_2011.pdf)
- BYSTRÖM, O. (1998): The nitrogen abatement cost in wetlands. In: *Ecological Economics*, 26:321–331.
- CARRIQUIRY, A. L., F. J. BREIDT und P. G. LAKSHMINARAYAN (1998): Sampling Schemes for Policy Analyses Using Computer Simulation Experiments. In: *Environmental Management*, 22(4):505–515.
- CASWELL, J. A. (1996): Using informational labeling to influence the market for quality in food products. In: *American Journal of Agricultural Economics*, 78(5):1248–1253.
- CBD (1992): Convention on Biological Diversity. United Nations Conference on Environment and Development, UNCED.
- COASE, R. (1960): The Problem of Social Cost. In: *Journal of Law and Economics*, 3:1–44.



- DBV (2013): Treibstoff fürs Land. Deutscher Bauernverband und Deutscher Landkreistag.  
**URL:** <http://www.bauernverband.de/treibstoff-fuers-land?redid=571771>
- DELZEIT, R., M. LANGE und A. BRUNSCH (2011): Maiswüsten in Schleswig-Holstein? Das neue EEG und der Flächenbedarf unterschiedlicher Biogassubstrate. Kiel Policy Brief, Institut für Weltwirtschaft Kiel.  
**URL:** [https://www.ifw-kiel.de/wirtschaftspolitik/politikberatung/kiel-policy-brief/kpb-2011/KPB\\_40.pdf](https://www.ifw-kiel.de/wirtschaftspolitik/politikberatung/kiel-policy-brief/kpb-2011/KPB_40.pdf)
- DRÖSLER, M., J. AUGUSTIN, L. BERGMANN, C. FÖRSTER, D. FUCHS, J.-M. HERMANN, J. KANTELHARDT, A. KAPFER, G. KRÜGER, L. SCHALLER, M. SOMMER, M. SCHWEIGER, P. STEFFENHAGEN, B. TIEMEYER und M. WEHRHAN (2012): Beitrag ausgewählter Schutzgebiete zum Klimaschutz und dessen monetäre Bewertung. BfN-Skripten 328.  
**URL:** [http://www.hswt.de/fileadmin/Dateien/Sandkasten/Metzger/Skript\\_328\\_gesamt.pdf](http://www.hswt.de/fileadmin/Dateien/Sandkasten/Metzger/Skript_328_gesamt.pdf)
- DRÖSLER, M., A. FREIBAUER, W. ADELMANN, J. AUGUSTIN, L. BERGMAN, C. BEYER, B. CHOJNICKI, C. FÖRSTER, M. GIEBELS, S. GÖRLITZ, H. HÖPER, J. KANTELHARDT, H. LIEBERSBACH, M. HAHN-SCHÖFL, M. MINKE, U. PETSCHOW, J. PFADENHAUER, L. SCHALLER, P. SCHÄGNER, M. SOMMER, A. THUILLE und M. WEHRHAN (2011): Klimaschutz durch Moorschutz in der Praxis. Arbeitsberichte aus dem vTI-Institut für Agrarrelevante Klimaforschung.  
**URL:** [http://literatur.vti.bund.de/digbib\\_extern/bitv/dn049337.pdf](http://literatur.vti.bund.de/digbib_extern/bitv/dn049337.pdf)
- DüV (2006): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung - DüV).  
**URL:** [http://www.gesetze-im-internet.de/d\\_v/](http://www.gesetze-im-internet.de/d_v/)
- EEG (2000): Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz - EEG) sowie zur Änderung des Energiewirtschaftsgesetzes und des Mineralölsteuergesetzes vom 29. März 2000 (BGBl I 2000, 305). Bundesgesetzblatt.
- EEG (2009): Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz - EEG) vom 25. Oktober 2008 (BGBl. I S. 2074), das zuletzt durch Artikel 5 des Gesetzes vom 20. Dezember 2012 (BGBl. I S. 2730) geändert worden ist. Bundesgesetzblatt.  
**URL:** [http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/eeg\\_2009/gesamt.pdf](http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/eeg_2009/gesamt.pdf)
- EEG (2014): Erneuerbare-Energien-Gesetz vom 21. Juli 2014 (BGBl. I S. 1066), das durch Artikel 4 des Gesetzes vom 22. Juli 2014 (BGBl. I S. 1218) geändert worden ist. Bundesgesetzblatt.  
**URL:** [http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/eeg\\_2014/gesamt.pdf](http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/eeg_2014/gesamt.pdf)
- EnWG (2005): Gesetz über die Elektrizitäts- und Gasversorgung (Energiewirtschaftsgesetz - EnWG) vom 7. Juli 2005 (BGBl. I S. 1970, 3621), das zuletzt durch Artikel 3 Absatz 4 des Gesetzes vom 4. Oktober 2013 (BGBl. I S. 3746) geändert worden ist. Bundesgesetzblatt.

EU-NITRATRICHTLINIE (1991): Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen.

**URL:** <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31991L0676:DE:HTML>

EU-WASSERRAHMENRICHTLINIE (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.

**URL:** <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32000L0060:de:HTML>

EUROPÄISCHE KOMMISSION (2011): Fahrplan für ein ressourcenschonendes Europa. Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Brüssel, KOM(2011) 571.

EUROPÄISCHES PARLAMENT, R. d. E. (2013): Verordnung (EU) Nr. 1307/2013 des Europäischen Parlaments und des Rates. Amtsblatt der Europäischen Union.

**URL:** <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/ALL/?uri=CELEX:32013R1307>

FINGER, R. (2009): Climate Change Impacts and Adaptation in Swiss Cereal Production: Integrating Biophysical and Economic Modeling. Dissertation, ETH Zürich.

FREDE, H.-G. (2010): Abschlussbericht zum Transferbereich „Integrierte Evaluierung Energiepflanzenanbau“ 2007/2 – 2010/1 des Sonderforschungsbereiches 299 „Landnutzungskonzepte für periphere Regionen“. Justus-Liebig-Universität Gießen.

FUSS, M. und D. MCFADDEN (1978): Production Economics: A Dual Approach to Theory and Applications, Band I: The Theory of Production. North-Holland, Amsterdam.

GARNETT, T., M. C. APPLEBY, A. BALMFORD, I. J. BATEMAN, T. G. BENTON, P. BLOOMER, B. BURLINGAME, M. DAWKINS, L. DOLAN, D. FRASER, M. HERRERO, I. HOFFMANN, P. SMITH, P. K. THORNTON, C. TOULMIN, S. J. VERMEULEN und H. C. J. GODFRAY (2013): Sustainable Intensification in Agriculture: Premises and Policies. In: Science, 341(6141):33–34.

GIOVANOPOULOU, E., S. A. NASTIS und E. PAPANAGIOTOU (2011): Modeling farmer participation in agri-environmental nitrate pollution reducing schemes. In: Ecological Economics, 70:2175–2180.

GÖMANN, H., T. DE WITTE, G. PETER und A. TIETZ (2013): Auswirkungen der Biogaserzeugung auf die Landwirtschaft. In: Thünen Report, No. 10. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut.

**URL:** <http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:gbv:253-201312-dn052748-1>

- GROSSMAN, G. M. und E. HELPMAN (1994): Protection for Sale. In: The American Economic Review, 84(4):833–850.
- HAAKH, F. und R. SCHECK (2008): Hoftorbilanzen als Instrument zur Beurteilung einer grundwasserschonenden Landbewirtschaftung. ewp energie-wasser-praxis; DVGW Bonn.
- HABER, W. (2002): Landwirtschaftliche Nutzung aus ökologischer Sicht. In: Forum der Geoökologie, 13:29–34.
- HABERMANN, H. und G. BREUSTEDT (2011): Einfluss der Biogaserzeugung auf landwirtschaftliche Pachtpreise in Deutschland. In: Agrarwirtschaft, 60, Number 2:85 – 100.
- HAMPICKE, U. (2013): Kulturlandschaft und Naturschutz: Probleme - Konzepte - Ökonomie. Springer Spektrum.
- HAPPE, K., K. KELLERMANN und A. BALMANN (2004): The Agricultural Policy Simulator (Agripolis) - An Agent-based Model to Study Structural Change in Agriculture (Version 1.0). Discussion Paper 71, IAMO, Halle (Saale).
- HAPPE, K., K. KELLERMANN und A. BALMANN (2006): Agent-based Analysis of Agricultural Policies: An Illustration of the Agricultural Policy Simulator Agri-PoliS, Its Adaptation, and Behavior. In: Ecology and Society, 11(1):49.
- HAZELL, P. B. R. und R. NORTON (1986): Mathematical Programming for Economic Analysis in Agriculture. Macmillan.  
**URL:** <http://www.ifpri.org/pubs/otherpubs/mathprog.htm>
- HECKELEI, T. und W. BRITZ (2005): Models Based on Positive Mathematical Programming: State of the Art and Further Extensions. Paper presented at the 89th EAAE Seminar in Parma, Italy.
- HECKELEI, T. und H. WOLFF (2003): Estimation of Constrained Optimisation Models for Agricultural Supply Analysis Based on Generalised Maximum Entropy. In: European Review of Agricultural Economics, 30(1):27–50.
- HEIDECHE, C., A. WAGNER und P. KREINS (2012): Entwicklung eines Instrumentes für ein landesweites Nährstoffmanagement in Schleswig-Holstein. Technischer Bericht, Johann Heinrich von Thünen Institut-Agrarökonomie.  
**URL:** [http://literatur.ti.bund.de/digbib\\_extern/bitv/dn051508.pdf](http://literatur.ti.bund.de/digbib_extern/bitv/dn051508.pdf)
- HELIN, J., M. LAUKKANEN und K. KOIKKALAINEN (2006): Abatement cost for agricultural nitrogen and phosphorus loads: a case study of crop farming in south-western Finland. In: Agricultural and Food Science, 15:351–374.
- HELMING, J. und J. REIJS (2014): Modelling dairy farming and grazing in the Netherlands: scenarios and results. Paper prepared for presentation at the EAAE 2014 Congress 'Agri-Food and Rural Innovations for Healthier Societies' August 26 to 29, 2014 Ljubljana, Slovenia.

- HELMING, J. F. (2005): A model of Dutch agriculture based on Positive Mathematical Programming with regional and environmental applications. Dissertation, Mansholt Graduate School of Social Sciences, Wageningen.
- HELMING, K., K. TSCHERNING, B. KÖNIG, S. SIEBER, H. WIGGERING, T. KUHLMAN, D. WASCHER, M. PEREZ-SOBA, P. SMEETS, P. TABBUSH, O. DILLY, R. HÜTTL und H. BACH (2008): Ex ante impact assessment of land use changes in European regions - the SENSOR approach. Springer Berlin / Heidelberg.
- HENNING, C. H. C. A. (2014): Gesellschaftliche Bewertung und Akzeptanz nachhaltiger Landnutzungspolitik. Paper presented at the Rotary Club in Eutin Schleswig-Holstein.
- HENNING, C. H. C. A., A. HENNINGSEN, C. STRUVE und J. MÜLLER-SCHEESSEL (2004): Auswirkungen der Mid-Term-Review-Beschlüsse auf den Agrarsektor und das Agribusiness in Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern. Agrarwirtschaft, Sonderheft 178, Agrimedia, Bergen/Dumme.
- HENNING, C. H. C. A., F. TAUBE, L. SEIDE und C. KELLER (2012): Gute landwirtschaftliche Praxis: naturwissenschaftliche Fakten und politische Durchführbarkeit in Schleswig-Holstein. Paper presented at 62. Öffentlichen Hochschultagung der Agrar- und Ernährungswissenschaftlichen Fakultät der Universität Kiel, Germany.
- HENNINGSEN, A. (2006): Modellierung von Angebots- und Nachfrageverhalten zur Analyse von Agrarpolitiken: Theorie, Methoden und empirische Anwendungen. Dissertation, Department of Agricultural Economics, University of Kiel.  
**URL:** [http://eldiss.uni-kiel.de/macau/receive/dissertation\\_diss\\_00001843](http://eldiss.uni-kiel.de/macau/receive/dissertation_diss_00001843)
- HENNINGSEN, A., C. H. C. A. HENNING, C. STRUVE und J. MÜLLER-SCHEESSEL (2005): Economic Impact of the Mid-Term Review on Agricultural Production, Farm Income and Farm Survival: A Quantitative Analysis for Local Sub-Regions of Schleswig-Holstein in Germany. In: ARFINI, F. (Hrsg.), Modelling Agricultural Policies: State of the Art and New Challenges. Proceedings of the 89th European Seminar of the European Association of Agricultural Economists (EAAE), Monte Universität, Parma, 757–772.
- HENRICHSMEYER, W., W. BRITZ, T. HECKELEI, M. MEUDT und R. SANDER (1997): Konzept eines regionalisierten, agrarsektoralen Politikinformationssystems für den Agarsektor der EU: das CAPRI-Modell. In: Agrarwirtschaft, 46(8/9):322–324.
- HOLM-MÜLLER, K. (2003): Bewertung nicht-marktfähiger Leistungen der Landwirtschaft - eine Herausforderung für die Forschung. In: Agrarwirtschaft, 52(8).
- IWES (2014): Windmonitor. Fraunhofer Institut für Windenergie und Energiesystemtechnik - IWES.  
**URL:** <http://www.windmonitor.de/>
- JOHANSSON, R. C., P. H. GOWDA, D. J. MULLA und B. J. DALZELL (2004): Metamodelling phosphorus best management practices for policy use: a frontier approach. In: Agricultural Economics, 30:63–75.

- KELM, M., F. TAUBE, H. HÜWING, N. KEMPER und H. NEUMANN (2007): Wissen, wo man steht. Ergebnisse des Projektes "COMPASS". Technischer Bericht, Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, Abteilung Grünland und Futterbau / Ökologischer Landbau, sowie Institut für Phytopathologie der CAU zu Kiel.
- KESICKI, F. und P. EKINS (2012): Marginal abatement cost curves: a call for caution. In: *climate policy*, 12:219–236.  
**URL:** <https://www.bartlett.ucl.ac.uk/energy/news/documents/ei-news-290611-macc.pdf>
- KIRSCHKE, D. (1998): Reform der EU-Agrarpolitik - ein altes Thema mit neuen Perspektiven? In: *Agrarwirtschaft*, 47, Sonderheft 158:260–275.
- KLU (2014): Novellierung der Düngeverordnung Kurzstellungnahme der Kommission Landwirtschaft beim Umweltbundesamt (KLU). Kommission Landwirtschaft beim Umweltbundesamt (KLU).  
**URL:** <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/novellierung-der-duengeverordnung>
- KOESTER, U. (2001): Agricultural Finance and Institutional Reforms in Transition Economies: The 1990s and Challenges Ahead. In: *Quarterly Journal of International Agriculture*, 40(4):301–323.
- KOESTER, U. (2003): EU-Agrarreform: Endlich ein Durchbruch? In: *Wirtschaftsdienst – Zeitschrift für Wirtschaftspolitik*, 83(3):151–156.
- KOMMISSION, E. (2013): Überblick über die Reform der GAP 2014-2020. Informationen zur Zukunft der Agrarpolitik. Generaldirektion Landwirtschaft und ländliche Entwicklung.
- KRELLE, W. und W. H. SCHEPER (1996): *Produktionstheorie: Preistheorie*, Teil 1. 2. Auflage. Mohr Siebeck, Tübingen.
- KTBL (Hrsg.) (2010): *Betriebsplanung Landwirtschaft 2010/11*, Band 22. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V., Darmstadt.
- KUHN, M. (1999): Green Lemons—Environmental Labels and Entry Into an Environmental Differentiated Market Under Asymmetric Information. *Thünen-Series of Applied Economic Theory* 20, Economics Department, University of Rostock.
- KUIK, O., L. BRANDER und R. S. TOL (2009): Marginal abatement costs of greenhouse gas emissions: A meta-analysis. In: *Energy Policy*, 37:1395–1403.
- LANDTAG (2012): *Flächenausgleich in Schleswig-Holstein (Kleine Anfrage)*. Schleswig-Holsteinischer Landtag Drucksache 18/395.  
**URL:** <http://www.landtag.ltsh.de/infothek/wahl18/drucks/0300/drucksache-18-0395.pdf>
- LANDTAG (2013): *Flächenausgleich in Schleswig-Holstein (2. Kleine Anfrage)*. Schleswig-Holsteinischer Landtag Drucksache 18/1265.

- LAU, L. J. (1978): Applications of Profit Functions. In: FUSS, M. und D. MCFADDEN (Hrsg.), Production Economics: A Dual Approach to Theory and Applications, Vol 1. North-Holland, Amsterdam, 133–216.
- LBV (2009 - 2013): Wirtschaftsergebnisse 2008/2009 bis 2012/2013. Landwirtschaftlicher Buchführungsverband.
- LENGERS, B., W. BRITZ und K. HOLM-MÜLLER (2013): Comparison of GHG-Emission Indicators for Dairy Farms with Respect to Induced Abatement Costs, Accuracy, and Feasibility. In: Applied Economic Perspectives and Policy, 35(3):451–475.  
**URL:** <https://aep.oxfordjournals.org/content/early/2013/04/25/aep.ppt013.short?rss=1>
- LENGERS, B., W. BRITZ und K. HOLM-MÜLLER (2014): What Drives Marginal Abatement Costs of Greenhouse Gases on Dairy Farms? A Meta-modelling Approach. In: Journal of Agricultural Economics, 65(3):579–599.
- LIEBE, U. (2007): Zahlungsbereitschaft für kollektive Umweltgüter. Soziologische und ökonomische Analysen. Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften.
- LIEBE, U. und P. PREISENDÖRFER (2007): Zahlungsbereitschaft für kollektive Umweltgüter. In: Zeitschrift für Soziologie, 36(5):326–345.
- LINHART, E. und A.-K. DHUNGEL (2013): Das Thema Vermaischung im öffentlichen Diskurs. In: Berichte über Landwirtschaft, 91:1–21.  
**URL:** <http://buel.bmel.de/index.php/buel/article/view/22/linhart-html>
- LLUR (2013): Die Böden Schleswig-Holsteins - Entstehung, Verbreitung, Nutzung, Eigenschaften und Gefährdung. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (LLUR).
- LLUR (2015): Moore in Schleswig-Holstein: Geschichte - Bedeutung - Schutz. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (LLUR). Schriftenreihe: LLUR SH - Natur; 23.
- LNATSCHG (2010): Gesetz zum Schutz der Natur (Landesnaturenschutzgesetz - LNatSchG) vom 24. Februar 2010 (GVBl. Schl.-H. S. 301, ber. S. 486). Gesetz- und Verordnungsblatt.
- LWK (2011): Kalkulations- und Marktdaten für Schleswig-Holstein 2011. Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein.
- LWK-NIEDERSACHSEN (2013): Nährstoffbericht in Bezug auf Wirtschaftsdünger für Niedersachsen 2012/2013. Landwirtschaftskammer Niedersachsen.
- LWK-NRW (2014): NÄHRSTOFFBERICHT 2014 über Wirtschaftsdünger und andere organische Düngemittel für Nordrhein-Westfalen. Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen.
- MAIER, L. und M. SHOBAYASHI (2001): Multifunctionality: Towards an Analytical Framework. Agriculture and food, OECD, Paris.

- MANKIW, N. G. (2001): Grundzüge der Volkswirtschaftslehre. 2.. Auflage. Schäffer Poeschel Verlag, Stuttgart.
- MAS-COLELL, A., M. d. WHINSTON und J. R. GREEN (1995): Microeconomic Theory. Oxford University Press, New York.
- MCCRACKEN, D. und C. KLOCKENBRING (2007): Overview of the selection of biodiversity technical measures. Sixth Framework Programme Priority 8: Policy-Oriented Research -specific targeted research project n°SSPE-CT-2004-503604. Impact of Environmental Agreements on the CAP Document number: MEACAP WP5 D14.
- MCKINSEY (2007): Costs and Potentials of Greenhouse Gas Abatement in Germany. McKinsey & Company, INc.  
**URL:** <http://www.mckinsey.com/business-functions/sustainability-and-resource-productivity/our-insights/costs-and-potentials-of-greenhouse-gas-abatement-in-germany>
- MELUR (2014): Landwirtschaft und Umwelt Schleswig-Holstein. Schleswig-Holstein - Naturräumliche Gliederung. Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume. Abgerufen: Juni 2014.  
**URL:** [http://www.schleswig-holstein.de/DE/Schwerpunkte/Agrarstatistik/ZahlenFakten/laendlRaum\\_Dossier.html?cms\\_docId=1836828&cms\\_notFirst=true](http://www.schleswig-holstein.de/DE/Schwerpunkte/Agrarstatistik/ZahlenFakten/laendlRaum_Dossier.html?cms_docId=1836828&cms_notFirst=true)
- MUELLER, D. C. (1989): Public Choice II. Cambridge University Press, Cambridge.
- NABEG (2011): Netzausbaubeschleunigungsgesetz Übertragungsnetz vom 28. Juli 2011 (BGBl. I S. 1690), das durch Artikel 4 des Gesetzes vom 20. Dezember 2012 (BGBl. I S. 2730) geändert worden ist. Bundesgesetzblatt.
- NETZAUSBAUSTRATEGIE (2014): Netzausbaustrategie Schleswig-Holstein - Entwurf. Energiewendebeirat.
- OFFERMANN, F., C. DEBLITZ, B. GOLLA, H. GÖMANN, H.-D. HAENEL, W. KLEIN-HANSS, P. KREINS, O. VON LEDEBUR, B. OSTERBURG, J. PELIKAN, N. RÖDER, C. RÖSEMANN, P. SALAMON, J. SANDERS und T. DE WITTE (2014): Thünen-Baseline 2013-2023: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland. In: Thünen Report, No. 19:112. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut.  
**URL:** [http://literatur.ti.bund.de/digbib\\_extern/dn053620.pdf](http://literatur.ti.bund.de/digbib_extern/dn053620.pdf)
- ÖKOKONTOVO (2008): Landesverordnung über das Ökokonto, die Einrichtung des Kompenationsverzeichnisses und über Standards für Ersatzmaßnahmen (Ökokonto- und Kompensationsverzeichnisverordnung). Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume.
- OSBORNE, M. J. und A. RUBINSTEIN (1990): Bargaining and markets. Academic Press.
- PIGOU, A. C. (1932): The Economics of Welfare. 4.. Auflage. Macmillan and Co., London.

- POYDA, A. (2015): Klimarelevanz futterbaulich genutzter Niedermooreböden in Schleswig-Holstein. Dissertation, Agrar- und Ernährungswissenschaftlichen Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
- POYDA, A., T. REINSCH und F. TAUBE (2015): Auswirkungen landwirtschaftlicher Bodennutzung auf Treibhausgasemissionen in der Eider-Treene-Sorge-Niederung. Vortrag auf der Abschlussveranstaltung des Projektes "Moor-Klima-Milch". 8. Juni, Bergenhusen.
- RÖDER, N. und F. GRÜTZMACHER (2012): Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Mooren - Vermeidungskosten und Anpassungsbedarf. In: Natur und Landschaft, 87:56–61.
- RÖDER, N. und B. OSTERBURG (2012): Reducing GHG emissions by abandoning agricultural land use on organic soils - A cost assessment. In: Paper presented at the 2012 IAAE-Conference, August 18-24, Foz do Iguacu, Brazil.:22S.
- ROG (2008): 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. Bundesgesetzblatt.  
**URL:** [http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/rog\\_2008/gesamt.pdf](http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/rog_2008/gesamt.pdf)
- ROHRIG, K. (2013): Windenergie Report Deutschland 2013. Fraunhofer Institut für Windenergie und Energiesystemtechnik - IWES.  
**URL:** [http://publica.fraunhofer.de/eprints/urn\\_nbn\\_de\\_0011-n-2837358.pdf](http://publica.fraunhofer.de/eprints/urn_nbn_de_0011-n-2837358.pdf)
- SADOULET, E. und A. DE JANVRY (1995): Quantitative Development Policy Analysis. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- SAMUELSON, P. A. (1954): The pure theory of public expenditure. In: The review of economics and statistics, 36(4):387–389.
- SCHALLER, L. L. (2014): Landwirtschaftliche Nutzung von Moorflächen in Deutschland - Sozioökonomische Aspekte einer klimaschonenden Bewirtschaftung. Dissertation, Technische Universität München.  
**URL:** <https://mediatum.ub.tum.de/?id=1229919>
- SIELING, K., A. HERRMANN, B. WIENFORTH, F. TAUBE, S. OHL, E. HARTUNG und H. KAGE (2013): Biogas cropping systems: Short term response of yield performance and N use efficiency to biogas residue application. In: European Journal of Agronomy, 47:44–54.
- STAATSKANZLEI SH (2012): Landesplanungs Portal Schleswig-Holstein. Der Ministerpräsident des Landes Schleswig-Holstein mit der Staatskanzlei. Abgerufen: Mai 2014.  
**URL:** [http://www.schleswig-holstein.de/DE/Themen/L/landesplanung\\_raumordnung.html](http://www.schleswig-holstein.de/DE/Themen/L/landesplanung_raumordnung.html)



- STATISTISCHES AMT FÜR HAMBURG UND SCHLESWIG-HOLSTEIN (2008): Die Bodennutzung in Hamburg und Schleswig-Holstein 2007. Statistische Berichte Kennziffer: C I 1 - j/07.
- STATISTISCHES AMT FÜR HAMBURG UND SCHLESWIG-HOLSTEIN (2012): Bodenflächen in Hamburg und Schleswig-Holstein am 31.12.2011 nach Art der tatsächlichen Nutzung . Statistische Berichte Kennziffer: A V 1 - j/11.
- STATISTISCHES AMT FÜR HAMBURG UND SCHLESWIG-HOLSTEIN (2013): Kaufwerte landwirtschaftlicher Grundstücke in Schleswig-Holstein 2012. Statistische Berichte Kennziffer: M I 7 - j/12 SH.
- STEINHAUSER, H., C. LANGBEHN und U. PETERS (1992): Einführung in die landwirtschaftliche Betriebslehre. Allgemeiner Teil. 5.. Auflage. Ulmer, Stuttgart.
- STROMEINSPG (1991): Gesetz über die Einspeisung von Strom aus erneuerbaren Energien in das öffentliche Netz, BGBl. I 1990 S. 2633-2634, durch das EEG ersetzt am 1.April 2000. Bundesgesetzblatt.  
**URL:** <http://archiv.jura.uni-saarland.de/BGBl/TEIL1/1990/19902633.1.HTML>
- STURM, B. und C. VOGT (2011): Umweltökonomik - Eine anwendungsorientierte Einführung. Physica-Verlag, Heidelberg.
- SUTTON, M., O. OENEMA, J. W. ERISMAN, A. LEIP, H. VAN GRINSVEN und W. WINIWATER (2011): Too much of a good thing. In: Nature, 472:159–61.
- TAUBE, F. (2016): Umwelt- und Klimawirkungen der Landwirtschaft. Eine kritische Einordnung - Statusbericht, Herausforderungen und Ausblick. In: DLG e.V. (Hrsg.), Moderne Landwirtschaft zwischen Anspruch und Wirklichkeit. DLG-Verlag, 13–38.
- TAUBE, F., A. BALMANN, J. BAUHUS, R. BIRNER, W. BOKELMANN, O. CHRISTEN, M. GAULY, H. GRETHE, K. HOLM-MÜLLER, W. HORST, U. KNIE-RIM, U. LATA CZ-LOHMANN, H. NIEBERG, M. QAIM, A. SPILLER, S. TÄUBER, P. WEINGARTEN und F. WIESLER (2013a): Novellierung der Düngeverordnung: Nährstoffüberschüsse wirksam begrenzen. In: Berichte über Landwirtschaft, 219.
- TAUBE, F., C. HENNING, E. ALBRECHT, T. REINSCH und C. KLUSS (2015): Nährstoffbericht des Landes Schleswig-Holstein. Ministeriums für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, Kiel.
- TAUBE, F. und H. KAGE (2007): Auswirkungen der EU-Umweltpolitik auf die pflanzliche Produktion in Schleswig-Holstein. In: Schriftenreihe der Agrar- und Ernährungswissenschaftlichen Fakultät der Universität Kiel, 112:35–44.
- TAUBE, F., J. SCHÜTTE und C. KLUSS (2013b): Auswirkungen der Berücksichtigung von Gärresten auf den Anfall organischer Dünger in einer novellierten Düngeverordnung - dargestellt am Beispiel Schleswig-Holstein. In: Berichte über Landwirtschaft, 219.

- UBA (2011): Daten zur Umwelt - Ausgabe 2011 - Umwelt und Landwirtschaft. Umweltbundesamt.
- UBA (2012): Schätzung der Umweltkosten in den Bereichen Energie und Verkehr. Umweltbundesamt.  
**URL:** [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/hgp\\_umweltkosten.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/hgp_umweltkosten.pdf)
- VAN GRINSVEN, H., J. W. ERISMAN, W. DE VRIES und H. WESTHOEK (2015): Potential of extensification of European agriculture for a more sustainable food system, focusing on nitrogen. In: Environmental Research Letters, 10.
- VARIAN, H. R. (1994): Mikroökonomie. 3. Auflage. Oldenbourg, München.
- VDLUFA (2007): Nährstoffbilanzierung im landwirtschaftlichen Betrieb. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten.
- VERBURG, P. H. und K. P. OVERMARS (2009): Combining top-down and bottom-up dynamics in land use modeling: exploring the future of abandoned farmlands in Europe with the Dyna-CLUE model. In: Landscape Ecology, 24:1167–1181.
- WBA (2007): Nutzung von Biomasse zur Energiegewinnung - Empfehlungen an die Politik. Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik beim BMELV, Berlin.  
**URL:** [http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Ministerium/Beiraete/Agrarpolitik/GutachtenWBA.pdf?\\_\\_blob=publicationFile](http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Ministerium/Beiraete/Agrarpolitik/GutachtenWBA.pdf?__blob=publicationFile)
- WEBER, G. (2001): Agricultural Policy Analysis in Transition Countries with CEEC-ASIM: who will loose, who will gain by EU-accession? In: Agricultural Sector Modelling and Policy Information Systems. Kiel: Vauk (Proceedings of the 65th European Seminar of the European Association of Agricultural Economists), 220–228.
- WINDENERGIE-ERLASS NRW (2011): Erlass für die Planung und Genehmigung von Windenergieanlagen und Hinweise für die Zielsetzung und Anwendung. Gemeinsamer Runderlass des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein - Westfalen (Az. VIII2 - Winderlass) und des Ministeriums für Wirtschaft, Energie, Bauen, Wohnen und Verkehr des Landes Nordrhein-Westfalen (Az. X A 1 - 901.3/202) und der Staatskanzlei des Landes Nordrhein-Westfalen (Az. III B 4 - 30.55.03.01).  
**URL:** [https://www.umwelt.nrw.de/klima/pdf/windenergie\\_erlass.pdf](https://www.umwelt.nrw.de/klima/pdf/windenergie_erlass.pdf)
- WINDERLASS SH (2012): Grundsätze zur Planung von und zur Anwendung der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung bei Windkraftanlagen. Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Staatskanzlei Innenministerium Ministerium für Wirtschaft, Arbeit, Verkehr und Technologie, Amtsblatt SH 2012, 1352.  
**URL:** <http://www.gesetze-rechtsprechung.sh.juris.de/jportal/?quelle=jlink&query=VSSH-2320.7-StK-20121226-SF&pml=bssshoprod.pml&max=true>

WINDKRAFTERLASS DES MUNR, BRANDENBURG (1996): Erlass des zur landesplanerischen und naturschutzrechtlichen Beurteilung von Windkraftanlagen im Land Brandenburg. Ministeriums für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung, Amtsblatt Nr. 28 vom 27.6.1996.

**URL:** <http://gl.berlin-brandenburg.de/imperia/md/content/bb-gl/regionalplanung/windkrafterlass.pdf>

YIRIDOE, E. K. und A. WEERSINK (1998): Marginal Abatement Costs of Reducing Groundwater-N Pollution with Intensive and Extensive Farm Management Choices. In: Agricultural and Resource Economics Review, 27:169–185.

ZEBISCH, M. (2004): Modellierung der Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf Landschaftsmuster und Biodiversität. Dissertation, Technischen Universität Berlin.

# A Daten- und Methodenerläuterung

## Betriebsmerkmale

### Betriebstypen

- Marktfrucht
- Futterbau Milch
- Futterbau Mast
- Marktfrucht Futterbau
- Futterbau Marktfrucht
- Marktfrucht Veredlung
- Veredlung Marktfrucht
- Veredlung Schwein

### Betriebsgrößenklassen

- < 60 ha
- 60 ha - 100 ha
- 100 ha - 200 ha
- > 200 ha

## Naturräume

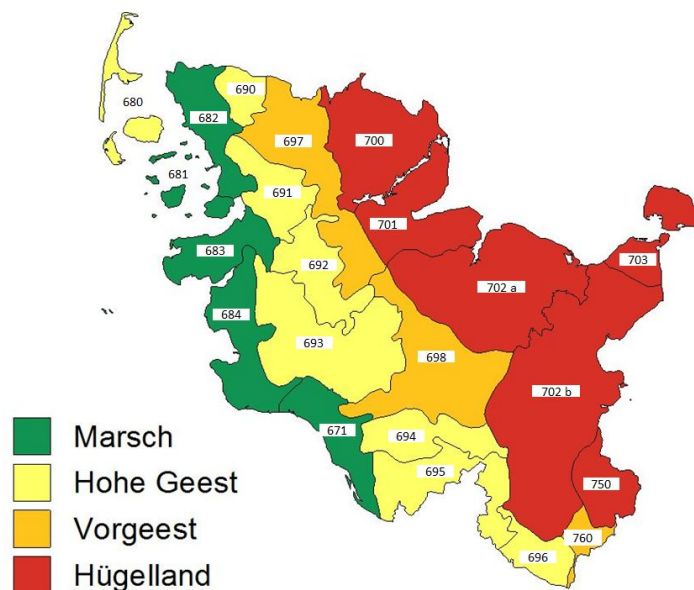


Abbildung A.1: Haupt- und Unternaturräume von Schleswig-Holstein (Quelle: eigene Darstellung nach MELUR, 2014)

Tabelle A.1: Haupt- und Unternaturräume von Schleswig-Holstein

<b>Marsch</b>	<b>Code</b>	<b>Vorgeest</b>	<b>Code</b>
Holsteinische Elbmarschen	671	Schleswiger Geest	697
Nordfriesische Marschinseln	681	Holsteinische Vorgeest	698
Nordfriesische Marsch	682	Südwestliches Vorland der	760
Eiderstedter Marsch	683	Mecklenburgischen Seenplatte	
Dithmarscher Marsch	684		
<b>Hohe Geest</b>		<b>Hügelland</b>	
Nordfriesische Geestinseln	680	Angeln	700
Lecker Geest	690	Schwansen & Dänischer Wohld	701
Bredstedt-Husumer Geest	691	Ostholstein. Hügelland (NW)	702a
Eider-Treene Niederung	692	Ostholstein. Hügelland (SO)	702b
Heide-Itzehoer Geest	693	Nordoldenburg und Fehmarn	703
Barmstedt-Kisdorfer Geest	694	Westmecklenburg. Seenplatte	750
Hamburger Ring	695		
Lauenburger Geest	696		

Quelle: eigene Darstellung nach MELUR, 2014

## Produktionsaktivitäten

### Ackerbau

Auf dem Ackerland können auf jeder der 10 Bodengüteklassen des Mineralbodens (20-22, 23-25, 26-29, 30-34, 35-39, 40-44, 45-49, 50-59, 60-69 und über 70 Bodenkpunkte) folgende Aktivitäten ausgeführt werden:

- Winterweizen nach
  - Raps, Leguminosen, Kartoffeln oder Phacelia
  - Hafer oder Ackergras
  - Zuckerrüben
  - Mais
  - Getreide (z.B. Winterweizen)
- Wintergerste
- Sommergerste
- Winterroggen
  - extensiver Anbau mit Populationssorten
  - intensiver Anbau mit Hybridsorten
  - Spätsaat nach Silomais
- Triticale nach
  - Raps, Leguminosen, Kartoffeln oder Phacelia
  - Hafer oder Ackergras
  - Gerste
  - sonstige Vorfrüchte
- Hafer nach
  - Raps, Leguminosen, Zuckerrüben, Kartoffeln, Ackergras oder Phacelia
  - sonstige Vorfrüchte
- Ackerbohnen
- Zuckerrüben
- Kartoffeln
- Winterraps nach
  - Wintergerste
  - Sommergerste
  - anderen (rechtzeitig räumenden) Vorfrüchten
- Phacelia

- Mulchen
- Silomais
  - in Monokultur
  - einjährig innerhalb der Fruchtfolge
  - zweijährig innerhalb der Fruchtfolge
- Ackergras
  - vor Herbstsaat
  - vor Frühjahrssaat
- Acker(gras)mähweide
  - vor Herbstsaat
  - vor Frühjahrssaat

## Grünland

Auf dem Grünland auf jeder der 10 Bodengüteklassen des Mineralbodens (20-22, 23-25, 26-29, 30-34, 35-39, 40-44, 45-49, 50-59, 60-69 und über 70 Bodenpunkte) und auf jeder der 5 Bodenklassen des Niedermoors können folgende Aktivitäten ausgeführt werden:

- Wiese (1, 2, 3 oder 4 Schnitte)
- Mähweide (jeweils 1, 2 oder 3 Schnitte, dann Beweidung)
- Weide (jeweils 4 verschiedene Intensitätsstufen)
- Mulchen

## Tierhaltung

- Milchviehhaltung (Holstein-Friesian)
- Färsenaufzucht (Holstein-Friesian)
- Kälbermast (8-9 Monate, bis ca. 280 kg Lebendgewicht)
- Bullen-Intensivmast (20 Monate, Holstein-Friesian)
- Bullenmast mit Weidehaltung (24 Monate, Holstein-Friesian)
- Mutterkuhhaltung (Fleischrinder)
- Färsenaufzucht (Fleischrinder)
- Färsenmast (Fleischrinder)
- Bullenmast (Fleischrinder)
- Koppel-Schafhaltung

## Biogasproduktion

Tabelle A.2: Deckungsbeitrag der Biogasanlagen (ohne Substratkosten).

<b>Anlagengröße in kw</b>	<b>190</b>	<b>350</b>	<b>540</b>
<b>Mit Mais als Substrat</b>			
Erlös	272.506	474.433	714.220
Kosten	145.576	259.921	344.023
Deckungsbeitrag	126.930	214.512	370.197
<b>Mit Mais und Gülle als Substrat</b>			
Erlös	326.746	541.153	795.760
Kosten	145.576	259.921	344.023
Deckungsbeitrag	181.170	281.232	451.737

Quelle: eigen Berechnungen vgl. ALBRECHT, 2011

Tabelle A.3: Faktoransprüche der Biogasanlagen.

<b>Anlagengröße in kw</b>	<b>190</b>	<b>350</b>	<b>540</b>	<b>190</b>	<b>350</b>	<b>540</b>
<b>Faktoren</b>				<b>mit Gülle</b>	<b>mit Gülle</b>	<b>mit Gülle</b>
Arbeit	1.400	2.245	2.800	1.400	2.245	2.800
Mais	3.859	7.109	10.969	3.663	6.748	10.411
Gülle als Substrat	0	0	0	1.570	2.893	4.462
Lieferung „Biogasgülle“	-3.218	-5.928	-9.146	-4.353	-8.021	-12.374

Quelle: eigen Berechnungen vgl. ALBRECHT, 2011





# B Daten zu den Modellanwendungen

## Stickstoffbeschränkung

Tabelle B.1: Koeffizienten der Interaktionseffekte zwischen den Betriebscharakteristika  $x$

VARIABLEN	Modell 1		Modell 2		Modell 7		Modell 8	
	coef.	p-value	coef.	p-value	coef.	p-value	coef.	p-value
db ha flaeche	0.440	0.328			-0.316***	0.000171	-0.350***	0
db ha mineral 1	0.0401	0.271						
db ha mineral 2	-0.100*	0.0569						
db ha mineral 3	-0.196***	0.00207	-0.145***	3.85e-08				
db ha mineral 4	-0.0430	0.203						
db ha niedermoor	-0.307***	3.14e-10	-0.166***	0	0.0655**	0.0309	0.0707***	9.54e-05
db ha antgruen	0.396***	1.38e-06	0.140***	8.66e-06	0.214***	1.93e-05	0.110***	5.68e-05
db ha weizen ha	-0.343***	0	-0.202***	0				
db ha raps ha	0.245***	1.23e-05	0.162***	1.64e-07				
db ha kartoffeln ha	0.00647	0.856						
db ha mais ha	-0.0923	0.171			0.0825**	0.0411		
db ha milch ha	0.0257	0.335			0.00518**	0.0182		
db ha rindermast ha	-0.329***	1.20e-05						
db ha zuchtsauen ha	0.370***	0.000165	0.276***	2.93e-08				
db ha mastschweine ha	-0.276**	0.0459	-0.161***	0				
db ha bg190	-1.984***	5.90e-05	-1.450***	0				
db ha bg540	1.562**	0.0230	1.799***	7.49e-08				
db ha subzukauf ha	0.241	0.166			-0.0666	0.495		
db ha subverkauf ha	-0.462***	1.16e-08	-0.521***	0	-0.187***	0.00219	-0.112**	0.0281
db ha fak ha	1.964***	1.23e-06	1.550***	0				
db ha gekaufteahk ha	0.699***	0	0.504***	0				
db ha gruenland ex ha	0.0805**	0.0389						
db ha gerste ha	-0.0774*	0.0881	-0.0131***	5.80e-10				
db ha restgetreide ha	-0.00199	0.949						
flaeche mineral 1	0.00877	0.815						
flaeche mineral 2	0.0409	0.452						
flaeche mineral 3	0.141*	0.0832						
flaeche mineral 4	0.101**	0.0280						
flaeche niedermoor	-0.0648	0.364			-0.0147	0.566		
flaeche antgruen	-0.144	0.225	-0.232***	0	0.103***	0.00355	0.117***	0.000225
flaeche weizen ha	-0.0755	0.171						
flaeche raps ha	0.380***	6.80e-11	0.317***	0				
flaeche kartoffeln ha	-0.0310	0.324						
flaeche mais ha	-0.0983	0.504			0.0255	0.392		
flaeche milch ha	0.0841	0.158	0.0512**	0.0111	0.0133***	0.00401	0.0217***	4.94e-09
flaeche rindermast ha	0.330***	0.000744	0.239***	0				
flaeche zuchtsauen ha	-0.304***	3.08e-07	-0.231***	2.25e-08				
flaeche mastschweine ha	0.367***	5.27e-09	0.346***	0				
flaeche bg190	-2.817***	1.14e-07	-2.277***	0				
flaeche bg540	-7.103***	0	-7.341***	0				
flaeche subzukauf ha	-1.201***	4.61e-10	-0.872***	0	0.101*	0.0538	0.173***	1.92e-05
flaeche subverkauf ha	-0.0898	0.505			-0.141***	0.00126	-0.0980**	0.0116
flaeche fak ha	0.634***	0	0.731***	0				
flaeche gekaufteahk ha	0.256***	0.00573	0.293***	2.07e-07				
flaeche gruenland ex ha	-0.115*	0.0620						
flaeche gerste ha	0.0613	0.128						
flaeche restgetreide ha	-0.0776*	0.0636						
mineral 1 mineral 2	0.00143	0.795						
mineral 1 mineral 3	-0.0343**	0.0271						
mineral 1 mineral 4	0.0171*	0.0555						
mineral 1 niedermoor	0.0504***	1.47e-07						
mineral 1 antgruen	-0.0401***	1.07e-05						
mineral 1 weizen ha	-0.00377	0.393						
mineral 1 raps ha	0.0138***	0.00133						
mineral 1 kartoffeln ha	-0.00406	0.161						
mineral 1 mais ha	-0.00683	0.355						
mineral 1 milch ha	-0.00252	0.316						
mineral 1 rindermast ha	-0.00576	0.505						
mineral 1 zuchtsauen ha	0.00870	0.486						
mineral 1 mastschweine ha	0.00156	0.915						
mineral 1 bg190	0.142***	3.42e-05						
mineral 1 bg540	0.0515	0.149						
mineral 1 subzukauf ha	-0.107***	1.59e-10						
mineral 1 subverkauf ha	-0.00921	0.290						
mineral 1 fak ha	-0.0333	0.392						
mineral 1 gekaufteahk ha	-0.0237***	0.00585						
mineral 1 gruenland ex ha	0.0195***	0.000746						

## B Daten zu den Modellanwendungen

mineral 1 gerste ha	-0.00834***	0.00653							
mineral 1 restgetreide ha	0.00731**	0.0186							
mineral 2 mineral 3	-0.0314	0.258							
mineral 2 mineral 4	0.0496*	0.0964	0.0533***	8.90e-08					
mineral 2 niedermoor	0.0502***	8.60e-07	0.0674***	0					
mineral 2 antgruen	-0.0503***	4.83e-06	-0.0503***	0					
mineral 2 weizen ha	-0.0267***	0.000496	-0.00968**	0.0412					
mineral 2 raps ha	0.0255***	0.000500	0.0115**	0.0279					
mineral 2 kartoffeln ha	-0.000324	0.933							
mineral 2 mais ha	0.0919***	0	0.0677***	0					
mineral 2 milch ha	0.000358	0.918							
mineral 2 rindermast ha	-0.00301	0.756							
mineral 2 zuchtsauen ha	-0.0202	0.234							
mineral 2 mastschweine ha	0.0238	0.245							
mineral 2 bg190	0.252***	1.33e-07	0.144***	1.31e-05					
mineral 2 bg540	0.149***	0.00380	0.168***	1.01e-06					
mineral 2 subzukauf ha	-0.0948***	2.75e-07	-0.0642***	1.00e-07					
mineral 2 subverkauf ha	-0.0794***	8.03e-11	-0.0407***	1.65e-06					
mineral 2 fak ha	0.0578	0.300							
mineral 2 gekaufteakh ha	-0.0511***	1.85e-05	-0.0277***	9.64e-05					
mineral 2 gruenland ex ha	0.0109	0.109							
mineral 2 gerste ha	-0.00328	0.518							
mineral 2 restgetreide ha	-0.000379	0.922							
mineral 3 mineral 4	-0.00426	0.645							
mineral 3 niedermoor	0.0171	0.321							
mineral 3 antgruen	0.0575***	0.00405	0.0954***	0					
mineral 3 weizen ha	0.0100	0.254							
mineral 3 raps ha	-0.0900***	0	-0.0741***	0					
mineral 3 kartoffeln ha	-0.0151***	0.00368							
mineral 3 mais ha	0.00574	0.774							
mineral 3 milch ha	0.00215	0.676							
mineral 3 rindermast ha	-0.0938***	2.06e-06	-0.0565***	8.59e-07					
mineral 3 zuchtsauen ha	-0.157***	2.91e-08	-0.0952***	8.92e-08					
mineral 3 mastschweine ha	0.0359	0.223							
mineral 3 bg190	0.222***	0.00179	0.144***	4.15e-07					
mineral 3 bg540	-0.199*	0.0897	-0.190***	4.98e-05					
mineral 3 subzukauf ha	0.0910***	0.00519							
mineral 3 subverkauf ha	0.0787***	3.57e-05	0.0738***	0					
mineral 3 fak ha	0.0467	0.579							
mineral 3 gekaufteakh ha	-0.0741***	7.51e-05							
mineral 3 gruenland ex ha	0.0475***	7.99e-07							
mineral 3 gerste ha	0.000174	0.979							
mineral 3 restgetreide ha	0.0258***	0.000219							
mineral 4 niedermoor	-0.0775***	0	-0.0388***	0					
mineral 4 antgruen	0.00240	0.826							
mineral 4 weizen ha	0.00178	0.692							
mineral 4 raps ha	0.0179***	0.000435	0.0184***	9.82e-08					
mineral 4 kartoffeln ha	-0.0176***	1.20e-06							
mineral 4 mais ha	0.0387***	3.74e-05	0.0242***	1.13e-05					
mineral 4 milch ha	-0.00122	0.685							
mineral 4 rindermast ha	0.00359	0.721							
mineral 4 zuchtsauen ha	0.0275	0.224							
mineral 4 mastschweine ha	-0.0449**	0.0153	-0.0195**	0.0280					
mineral 4 bg190	-0.103**	0.0125	-0.0650***	0.00197					
mineral 4 bg540	-0.154***	0.00251	-0.159***	1.79e-08					
mineral 4 subzukauf ha	0.000245	0.988							
mineral 4 subverkauf ha	-0.0485***	5.14e-06	-0.0442***	0					
mineral 4 fak ha	0.160***	0.000880	0.0189***	5.58e-05					
mineral 4 gekaufteakh ha	0.0265***	0.00385	0.0153***	0.000860					
mineral 4 gruenland ex ha	-0.00136	0.816							
mineral 4 gerste ha	-0.00382	0.343							
mineral 4 restgetreide ha	-0.00180	0.698							
niedermoor antgruen	0.0236**	0.0429	0.0248***	1.13e-05	0.0410***	1.01e-06	0.0440***	1.71e-10	
niedermoor weizen ha	0.0183**	0.0100	0.0200***	8.25e-06					
niedermoor raps ha	0.0352***	0.00251	0.0245***	0.000174					
niedermoor kartoffeln ha	-0.0382***	0	-0.0122***	8.01e-06					
niedermoor mais ha	-0.00720	0.591			0.0463***	1.62e-06	0.0460***	1.30e-08	
niedermoor milch ha	-0.00179	0.801			-0.00448	0.462			
niedermoor rindermast ha	-0.0220*	0.0921	-0.0679***	0					
niedermoor zuchtsauen ha	-0.00835	0.566							
niedermoor mastschweine ha	0.161***	0	0.153***	0					
niedermoor bg190	0.261***	0.000151							
niedermoor bg540	0.165***	0.00442	0.0810***	0.00228					
niedermoor subzukauf ha	0.0868***	0.000309	0.138***	0	-0.00931	0.434			
niedermoor subverkauf ha	0.00731	0.596			-0.0383***	5.64e-05	-0.0355***	5.33e-07	
niedermoor fak ha	-0.0464	0.522							
niedermoor gekaufteakh ha	-0.0241*	0.0891							
niedermoor gruenland ex ha	-0.0249***	0.00989							
niedermoor gerste ha	-0.00705	0.368							
niedermoor restgetreide ha	-0.00582	0.265							
antgruen weizen ha	-0.0261**	0.0486							
antgruen raps ha	-0.0268*	0.0670							
antgruen kartoffeln ha	0.0226***	0.00211	0.0202***	1.24e-06					
antgruen mais ha	0.00261	0.888			0.0695***	2.09e-07	0.0791***	6.68e-11	
antgruen milch ha	0.0430***	6.58e-06	0.0449***	0	0.0371***	7.02e-06	0.0332***	0	
antgruen rindermast ha	-0.0292**	0.0466	0.0594***	0					
antgruen zuchtsauen ha	0.0469*	0.0590	0.0247***	0.00189					
antgruen mastschweine ha	-0.172***	4.11e-07	-0.0770***	1.87e-06					
antgruen bg190	-0.329***	0.000145	-0.532***	0					
antgruen bg540	0.000453	0.996							
antgruen subzukauf ha	-0.0906***	0.00238			-0.0596***	0.00207	-0.0559***	0.00118	
antgruen subverkauf ha	0.0396**	0.0479	0.0525***	0	-0.139***	0	-0.150***	0	
antgruen fak ha	0.0132	0.915							
antgruen gekaufteakh ha	0.116***	1.65e-08	0.141***	0					
antgruen gruenland ex ha	0.104***	0							
antgruen gerste ha	-0.00943	0.263							
antgruen restgetreide ha	0.00383	0.585							
weizen ha raps ha	0.0328***	1.67e-06	0.0531***	0					

## B Daten zu den Modellanwendungen

weizen ha kartoffeln ha	-0.0104***	0.00454							
weizen ha mais ha	-0.0572**	0.0190	-0.0488***	0.000459					
weizen ha milch ha	0.0110***	0.00715	0.0125***	1.41e-05					
weizen ha rindermast ha	-0.0257***	0.00890	-0.0104**	0.0222					
weizen ha zuchtsauen ha	0.00951	0.521							
weizen ha mastschweine ha	-0.0268	0.204							
weizen ha bg190	-0.188***	8.84e-06	-0.102***	0.000151					
weizen ha bg540	-0.359***	2.90e-06	-0.117**	0.0162					
weizen ha subzukauf ha	0.113***	0	0.0407***	0.000298					
weizen ha subverkauf ha	-0.0519***	0.000177	-0.0225***	0.00650					
weizen ha fak ha	-0.103*	0.0546	-0.107***	0					
weizen ha gekaufteahk ha	-0.0607***	1.26e-06	-0.0783***	0					
weizen ha gruenland ex ha	0.00579	0.413							
weizen ha gerste ha	0.0170***	2.40e-07	0.0138***	1.11e-09					
weizen ha restgetreide ha	-0.00583	0.328							
raps ha kartoffeln ha	0.000382	0.914							
raps ha mais ha	0.00830	0.682							
raps ha milch ha	0.0226***	0	0.0212***	0					
raps ha rindermast ha	0.0185	0.108	0.0117*	0.0709					
raps ha zuchtsauen ha	0.0327**	0.0640	0.0243*	0.0720					
raps ha mastschweine ha	0.00420	0.834							
raps ha subverkauf ha	0.0619***	0.00131	0.0600***	0					
raps ha fak ha	0.302***	2.70e-07	0.252***	2.30e-09					
raps ha gekaufteahk ha	-0.00281	0.824							
raps ha gruenland ex ha	-0.00237	0.720							
raps ha gerste ha	-0.00635	0.221							
raps ha restgetreide ha	-0.0224***	3.71e-06							
kartoffeln ha mais ha	-0.0501***	1.56e-09	-0.0108**	0.0135					
kartoffeln ha milch ha	-0.00861**	0.0165	-0.00644***	0.00317					
kartoffeln ha rindermast ha	0.0322***	8.11e-06	0.0124***	0.00565					
kartoffeln ha zuchtsauen ha	0.0185	0.115							
kartoffeln ha mastschweine ha	0.0453***	0.00323	0.0391***	4.76e-06					
kartoffeln ha bg190	0.191***	0	0.147***	0					
kartoffeln ha bg540	0.282***	1.71e-07	0.0898***	0.000643					
kartoffeln ha subzukauf ha	-0.0720***	1.08e-07	-0.0542***	2.31e-10					
kartoffeln ha subverkauf ha	0.0232***	0.00985	-0.0115**	0.0466					
kartoffeln ha fak ha	-0.00788	0.808							
kartoffeln ha gekaufteahk ha	0.0292***	7.02e-06							
kartoffeln ha gruenland ex ha	0.00882**	0.0386							
kartoffeln ha gerste ha	-0.00285	0.255							
kartoffeln ha restgetreide ha	-0.00661***	0.00594							
mais ha milch ha	0.0214***	7.89e-10	0.0130***	0	0.0118***	0	0.0103***	0	
mais ha rindermast ha	-0.0278**	0.0348	-0.0263***	1.02e-05					
mais ha zuchtsauen ha	-0.0202	0.366							
mais ha mastschweine ha	0.0280	0.229							
mais ha bg190	-5.494***	0	-3.614***	0					
mais ha bg540	-7.77***	0	-6.004***	0					
mais ha subzukauf ha	1.456***	0	0.912***	0	-0.0504***	0.000183	-0.0472***	2.28e-05	
mais ha subverkauf ha	-0.0347	0.314			-0.183***	0	-0.177***	0	
mais ha fak ha	0.0284	0.848							
mais ha gekaufteahk ha	0.143***	0	0.0655***	5.50e-10					
mais ha gruenland ex ha	-0.00504	0.639							
mais ha gerste ha	-0.0700***	3.09e-08	-0.0472***	0					
mais ha restgetreide ha	0.00677	0.315							
milch ha rindermast ha	-0.0292***	1.85e-07	-0.0352***	0					
milch ha zuchtsauen ha	0.000640	0.946							
milch ha mastschweine ha	-0.0234***	0.00466							
milch ha bg190	-0.323***	0	-0.157***	0					
milch ha bg540	-0.102***	8.03e-06	-0.0469***	0.00101					
milch ha subzukauf ha	0.0229	0.187							
milch ha subverkauf ha	-0.0273***	3.92e-06	-0.0121***	0.000639					
milch ha fak ha	0.0839	0.176	0.0427**	0.0302					
milch ha gekaufteahk ha	0.00539	0.513							
milch ha gruenland ex ha	-0.0103***	0.000932							
milch ha gerste ha	-0.00923***	0.00658	-0.00666***	0.00147					
milch ha restgetreide ha	0.00761***	8.12e-05							
rindermast ha zuchtsauen ha	0.00584	0.832							
rindermast ha mastschweine ha	0.0178	0.530							
rindermast ha bg190	-0.0787	0.270							
rindermast ha bg540	-0.650***	3.20e-06	-0.461***	0					
rindermast ha subzukauf ha	0.253***	0	0.137***	0					
rindermast ha subverkauf ha	0.00435	0.791							
rindermast ha fak ha	0.176*	0.0868							
rindermast ha gekaufteahk ha	-0.0493**	0.0106	-0.0819***	0					
rindermast ha gruenland ex ha	-0.0220**	0.0226							
rindermast ha gerste ha	-0.0169**	0.0453							
rindermast ha restgetreide ha	0.00819	0.205							
zuchtsauen ha mastschweine ha	0.140***	0.00725	0.259***	0					
zuchtsauen ha bg190	-0.568***	6.62e-09	-0.404***	8.79e-09					
zuchtsauen ha bg540	-0.227**	0.0263	-0.247***	0.000133					
zuchtsauen ha subzukauf ha	-0.124***	7.10e-05	-0.177***	0					
zuchtsauen ha subverkauf ha	-0.0318	0.163							
zuchtsauen ha gekaufteahk ha	0.163***	1.54e-06	0.192***	0					
zuchtsauen ha gruenland ex ha	-0.0167	0.219							
zuchtsauen ha gerste ha	-0.0321*	0.0950	-0.0306***	0.00451					
zuchtsauen ha restgetreide ha	0.0337***	0.00750							
mastschweine ha bg190	0.126	0.386							
mastschweine ha bg540	-0.410**	0.0256	-0.356***	0.00104					
mastschweine ha subzukauf ha	0.270***	2.75e-08	0.258***	0					
mastschweine ha subverkauf ha	-0.0801***	0.00268							
mastschweine ha gekaufteahk ha	-0.0752*	0.0564							
mastschweine ha gruenland ex ha	0.0439***	0.00646							
mastschweine ha gerste ha	-0.119***	3.76e-10	-0.0797***	0					
mastschweine ha restgetreide ha	0.0612***	0.000107							
bg190 subzukauf ha	-2.304***	0	-1.269***	0					
bg190 subverkauf ha	1.101***	0	0.734***	0					
bg190 fak ha	-2.564***	3.32e-08	-1.454***	6.40e-09					
bg190 gekaufteahk ha	-0.404**	0.0446	0.658***	2.65e-06					

## B Daten zu den Modellanwendungen

bg190 gruenland ex ha	-0.0625	0.251							
bg190 gerste ha	0.173***	9.59e-09	0.194***	0					
bg190 restgetreide ha	-0.0159	0.584							
bg540 subzukauf ha	-0.898***	8.48e-05	-1.069***	0					
bg540 subverkauf ha	1.601***	0	1.121***	0					
bg540 fak ha	-5.062***	0	-3.991***	0					
bg540 gekaufteakh ha	-1.173**	0.0385							
bg540 gruenland ex ha	0.0760	0.216							
bg540 gerste ha	-0.0940**	0.0241	-0.0524**	0.0340					
bg540 restgetreide ha	0.220***	2.70e-08							
subzukauf ha arbeitgesamt ha	-1.316***	9.56e-06			0.556***	1.33e-05	0.702***	0	
subzukauf ha fak ha	1.181***	0	0.242***	0.00510					
subzukauf ha gekaufteakh ha	1.210***	0	0.237***	4.36e-07					
subzukauf ha gruenland ex ha	-0.0142	0.449							
subzukauf ha gerste ha	0.0347***	0.000579							
subzukauf ha restgetreide ha	-0.0337***	0.00257							
subverkauf ha arbeitgesamt ha	-0.976***	0	-0.535***	0	-0.420***	0	-0.389***	0	
subverkauf ha fak ha	0.656***	4.76e-06	0.370***	5.79e-09					
subverkauf ha gekaufteakh ha	0.0128	0.722							
subverkauf ha gruenland ex ha	-0.00811	0.462							
subverkauf ha gerste ha	0.0258***	0.00303	0.0276***	5.41e-06					
subverkauf ha restgetreide ha	-0.00337	0.714							
fak ha gekaufteakh ha	-0.416***	2.38e-05	-0.359***	0					
fak ha gruenland ex ha	-0.227***	0.000217							
fak ha gerste ha	0.0904**	0.0190							
fak ha restgetreide ha	-0.0615	0.133							
gekaufteakh ha gruenland ex ha	-0.0531***	2.83e-05							
gekaufteakh ha gerste ha	0.0233**	0.0119	0.0169***	0.000245					
gekaufteakh ha restgetreide ha	0.0175**	0.0225							
gruenland ex ha gerste ha	0.0153***	0.00969							
gruenland ex ha restgetreide ha	-0.00504	0.147							
gerste ha restgetreide ha	0.0197***	9.94e-07							
db ha getreide ha			-0.220***	0	-0.250***			0	
db ha rind ha			-0.221***	0.000480					
db ha schwein ha			0.795***	0	0.872***			0	
db ha biogas			-1.406***	2.35e-08	-1.317***			0	
db ha arbeitgesamt ha			1.590***	0	1.398***			0	
flaeche getreide ha			-0.111***	4.49e-10	-0.122***			0	
flaeche rind ha			-0.0948**	0.0231	-0.146***			0.000190	
flaeche schwein ha			0.210***	0.00259	0.253***			0.000102	
flaeche biogas			-0.367***	0.00769	-0.531***			1.52e-09	
flaeche arbeitgesamt ha			0.735***	0	0.773***			0	
mineral db ha			1.892***	0	1.640***			0	
mineral flaeche			0.388***	0.00994					
mineral niedermoor			-0.0617	0.771					
mineral getreide ha			-0.0150	0.785					
mineral antgruen			-2.266***	0	-2.049***			0	
mineral mais ha			0.555***	0.000202	0.650***			1.83e-08	
mineral rind ha			1.058***	4.81e-10	0.908***			0	
mineral milch ha			-0.0632	0.147					
mineral schwein ha			-2.030***	0	-2.087***			0	
mineral biogas			-0.0930	0.872					
mineral subzukauf ha			-0.542***	0.00299	-0.492***			0	
mineral subverkauf ha			-0.540***	1.25e-06	-0.589***			3.77e-10	
mineral arbeitgesamt ha			0.220	0.406					
niedermoor getreide ha			0.0125*	0.0620	0.0158***			0.00112	
niedermoor rind ha			-0.128***	0	-0.138***			0	
niedermoor schwein ha			-0.00127	0.943					
niedermoor biogas			0.0204	0.580					
niedermoor arbeitgesamt ha			-0.0222	0.567					
getreide ha antgruen			-0.0462***	3.75e-06	-0.0489***			3.36e-07	
getreide ha mais ha			-0.296***	0	-0.306***			0	
getreide ha rind ha			0.0733***	3.42e-09	0.0824***			0	
getreide ha milch ha			0.0164***	1.66e-09	0.0129***			3.93e-08	
getreide ha schwein ha			-0.0267*	0.0796					
getreide ha biogas			0.323***	0	0.340***			0	
getreide ha subzukauf ha			0.0519***	1.25e-08	0.0489***			4.79e-09	
getreide ha subverkauf ha			0.0698***	0	0.0678***			0	
getreide ha arbeitgesamt ha			-0.101***	0.000263	-0.121***			1.92e-06	
antgruen rind ha			0.0929***	0	0.0913***			0	
antgruen schwein ha			-0.0867***	8.79e-05	-0.0717***			2.87e-09	
antgruen biogas			-0.480***	0	-0.483***			0	
antgruen arbeitgesamt ha			0.224***	7.62e-05	0.271***			7.45e-09	
mais ha rind ha			-0.151***	0	-0.153***			0	
mais ha schwein ha			-0.0604***	2.50e-06	-0.0460***			2.34e-05	
mais ha arbeitgesamt ha			0.171***	0.000224	0.160***			0	
rind ha milch ha			-0.0410***	0	-0.0366***			0	
rind ha schwein ha			0.0418*	0.0635					
rind ha biogas			0.407***	1.72e-08	0.470***			0	
rind ha subzukauf ha			0.100***	2.74e-05	0.0762***			0.000264	
rind ha subverkauf ha			0.175***	0	0.177***			0	
rind ha arbeitgesamt ha			-0.210***	0.000476	-0.282***			2.76e-08	
schwein ha biogas			0.283***	0.00229	0.319***			1.73e-06	
schwein ha subzukauf ha			0.0192	0.543					
schwein ha subverkauf ha			-0.0955***	4.06e-07	-0.103***			0	
schwein ha arbeitgesamt ha			-0.234**	0.0171	-0.162*			0.0822	
biogas subverkauf ha			0.776***	0	0.716***			0	
biogas arbeitgesamt ha			0.471	0.142					

\*\*\* p<0.01, \*\* p<0.05, \* p<0.1

Quelle: eigene Berechnungen

Tabelle B.2: Rückgang der ausgebrachten Menge an Stickstoff (N) aus Wirtschaftsdünger in den Unternaturräumen je ha, in Prozent

Unternaturraum	N80kg	N60kg	N40kg	N20kg	N0kg
Holsteinische Elbmarschen	4,16	8,55	15,25	22,94	25,53
Nordfriesische Geestinseln	11,89	18,24	20,63	22,91	26,74
Nordfriesische Marschinseln und Halligen	8,04	11,43	11,16	13,56	19,17
Nordfriesische Marsch	11,63	18,50	22,27	25,81	30,42
Eiderstedter Marsch	7,58	12,63	14,36	20,29	27,27
Dithmarscher Marsch	5,39	7,75	0,67	0,66	5,62
Lecker Geest	18,64	26,11	27,84	39,45	49,09
Bredstedt-Husumer Geest	13,71	22,12	27,05	36,00	45,96
Eider-Treene Niederung	0,27	5,13	7,23	22,59	54,47
Heide-Itzehoer Geest	14,07	24,11	29,07	34,07	37,07
Barmstedt-Kisdorfer Geest	11,81	20,41	28,01	33,01	37,73
Hamburger Ring	10,80	18,94	23,79	29,75	36,24
Lauenburger Geest	7,66	13,39	18,97	27,00	34,17
Schleswiger Geest	16,05	22,55	27,68	39,01	51,36
Holsteinische Vorgeest	12,38	23,07	30,48	34,93	45,62
Angeln	6,52	12,28	17,39	23,90	30,05
Schwansen u. Dänischer Wohld	7,79	14,52	20,18	24,64	30,96
Nordoldenburg und Fehmarn	1,60	4,08	4,41	5,87	10,03
Westmecklenburgische Seenplatte	2,91	8,57	16,32	22,17	27,70
Südwestliches Vorland der Mecklenburgischen Seenplatte	0,21	2,25	8,24	17,85	32,54
Ostholsteinisches Hügel- und Seenland (NW)	11,67	18,22	23,54	27,29	35,91
Ostholsteinisches Hügel- und Seenland (SO)	5,48	12,11	18,30	23,21	31,66

Quelle: eigene Berechnungen

Tabella B.3: Rückgang der ausgebrachten Menge an Stickstoff (N) aus mineralischen Düngern in den Unternaturräumen je ha, in Prozent

<b>Unternaturraum</b>	<b>N80kg</b>	<b>N60kg</b>	<b>N40kg</b>	<b>N20kg</b>	<b>N0kg</b>
Holsteinische Elbmarschen	5,25	9,73	25,46	38,41	54,11
Nordfriesische Geestrinseln	3,71	7,84	24,45	40,22	53,86
Nordfriesische Marschinseln und Halligen	6,51	11,17	24,39	38,10	50,44
Nordfriesische Marsch	5,37	9,33	21,85	37,38	51,74
Eiderstedter Marsch	10,43	13,42	25,23	40,85	53,91
Dithmarscher Marsch	1,63	2,34	9,46	26,13	43,14
Lecker Geest	17,30	27,20	38,99	54,24	64,91
Bredstedt-Husumer Geest	17,03	25,89	40,27	55,02	63,82
Eider-Treene Niederung	2,04	22,69	46,53	68,08	83,27
Heide-Itzehoer Geest	14,76	28,23	41,42	59,41	65,96
Barnstedt-Kisdorfer Geest	6,78	13,91	29,01	48,43	62,15
Hamburger Ring	4,55	9,68	26,41	44,53	60,11
Laubenburger Geest	2,77	5,77	18,22	34,45	50,40
Schleswiger Geest	20,25	32,46	45,15	59,49	70,56
Holsteinische Vorgeest	13,70	25,65	43,09	59,34	70,86
Angeln	0,86	1,65	13,12	29,87	47,03
Schwansen u. Dänischer Wohld	1,13	0,65	11,99	27,52	44,28
Nordoldenburg und Fehmarn	0,25	0,38	11,44	26,39	41,65
Westmecklenburgische Seemplatte	0,04	2,60	15,44	31,20	48,06
Südwestliches Vorland der Mecklenburgischen Seemplatte	1,75	4,08	14,99	39,09	60,82
Ostholsteinisches Hügel-und Seeland (NW)	0,58	3,35	17,38	33,08	47,79
Ostholsteinisches Hügel-und Seeland (SO)	0,89	0,87	12,88	30,02	46,45

Quelle: eigene Berechnungen

Tabelle B.4: Koeffizienten der Exit-Wahrscheinlichkeit

Variables	coef	p-value	Variables(Interaktion)	coef	p-value
lny	-4.477	0.128	lny2	-0.272*	0.079
lnldb_ha	-1.769***	0.000	lnldb_ha_y	0.585	0.108
lnflaeche	-1.885***	0.000	lnflaeche_y	1.271***	0.001
lnmineral	-0.489**	0.018	lnmineral_y	0.483*	0.083
lnniedermoor	-0.016	0.621	lnniedermoor_y	0.347***	0.000
lnantgruen	-0.102***	0.007	lnantgruen_y	-0.411***	0.000
lnweizen_ha	-0.168***	0.000	lnweizen_ha_y	-0.167***	0.000
lnkartoffeln_ha	0.176***	0.000	lnkartoffeln_ha_y	0.206***	0.000
lnmais_ha	0.601***	0.000	lnmais_ha_y	-0.473***	0.000
lnmilch_ha	-0.032	0.156	lnmilch_ha_y	0.073*	0.081
lnrindermast_ha	0.123***	0.000	lnrindermast_ha_y	0.083	0.137
lnzuchtsauen_ha	0.088	0.268	lnzuchtsauen_ha_y	-0.634***	0.000
lnmastschweine_ha	0.439***	0.000	lnmastschweine_ha_y	-0.397**	0.046
bg190	0.953***	0.000	bg190_y	4.825***	0.000
bg540	1.655***	0.000	bg540_y	2.786***	0.000
lnsubzukauf_ha	0.409***	0.000	lnsubzukauf_ha_y	-1.688***	0.000
lnsubverkauf_ha	-0.428***	0.000	lnsubverkauf_ha_y	1.411***	0.000
lnfak_ha	0.510**	0.019	lnfak_ha_y	-0.807**	0.018
lngekauftteakh_ha	1.702***	0.000	lngekauftteakh_ha_y	-0.242	0.143
lngruenland_ha_ex	-0.174***	0.000	lngruenland_ha_ex_y	-1.789***	0.000
lngerste_ha	0.123***	0.000	lngerste_ha_y	-0.000962	0.968
lnrestgetreide_ha	-0.0106	0.562	lnrestgetreide_ha_y	-0.0588*	0.0795
Constant	13.95***	0.000			

Pseudo R-squared: 0.852

\*\*\* p<0.01, \*\* p<0.05, \* p<0.1

Quelle: eigene Berechnungen



Tabelle B.5: Anzahl Biogasbetriebe die infolge der Hoforbilanzbeschränkung „aussteigen“

		Hoforbilanz	0	5	10	15	20	25	30	35	40	45	50	55	60	65	70	75	80
Gesamt		exit	334	325	312	292	274	267	256	246	244	239	237	234	227	222	218	216	203
		non exit	78	87	100	120	138	145	156	166	168	173	175	178	185	190	194	196	209
Typen	Acker	exit	93	92	89	82	75	73	69	65	65	64	64	63	60	58	58	57	55
		non exit	31	32	35	42	49	51	55	59	59	60	60	61	64	66	66	67	69
Milch		exit	65	61	58	56	56	56	55	55	54	54	54	54	52	50	49	49	43
		non exit	2	6	9	11	11	11	12	12	13	13	13	13	15	17	18	18	24
Schweine		exit	92	90	88	77	68	64	58	53	53	51	50	50	50	50	50	50	49
		non exit	34	36	38	49	58	62	68	73	73	75	76	76	76	76	76	76	77
Futterbau		exit	84	82	77	77	75	74	74	73	72	70	69	67	65	64	61	60	56
		non exit	11	13	18	18	20	21	21	22	23	25	26	28	30	31	34	35	39
Größe	< 60 ha	exit	112	112	112	112	112	112	112	112	112	112	112	112	112	112	112	112	112
		non exit	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
60 - 100 ha		exit	114	114	112	95	87	81	73	64	64	60	60	59	55	52	49	47	36
		non exit	0	0	2	19	27	33	41	50	50	54	54	55	59	62	65	67	78
100 - 200 ha		exit	83	76	66	63	57	56	55	55	54	54	53	52	51	51	51	51	50
		non exit	30	37	47	50	56	57	58	58	59	59	60	61	62	62	62	62	63
> 200 ha		exit	25	23	22	22	18	18	16	15	14	13	12	11	9	7	6	6	5
		non exit	48	50	51	51	55	55	57	58	59	60	61	62	64	66	67	67	68

Quelle: eigene Berechnungen

## Politikimplementationen Stickstoffeinschränkung

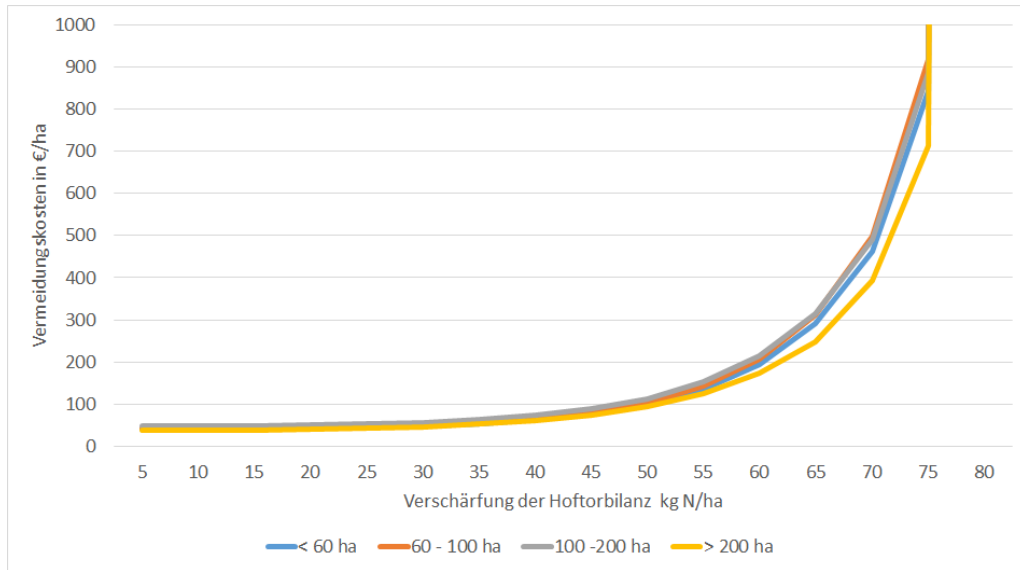


Abbildung B.1: Renten je Hektar bei Vertragsnachhaltigkeit für Betriebsgrößen (Quelle: eigene Berechnungen)

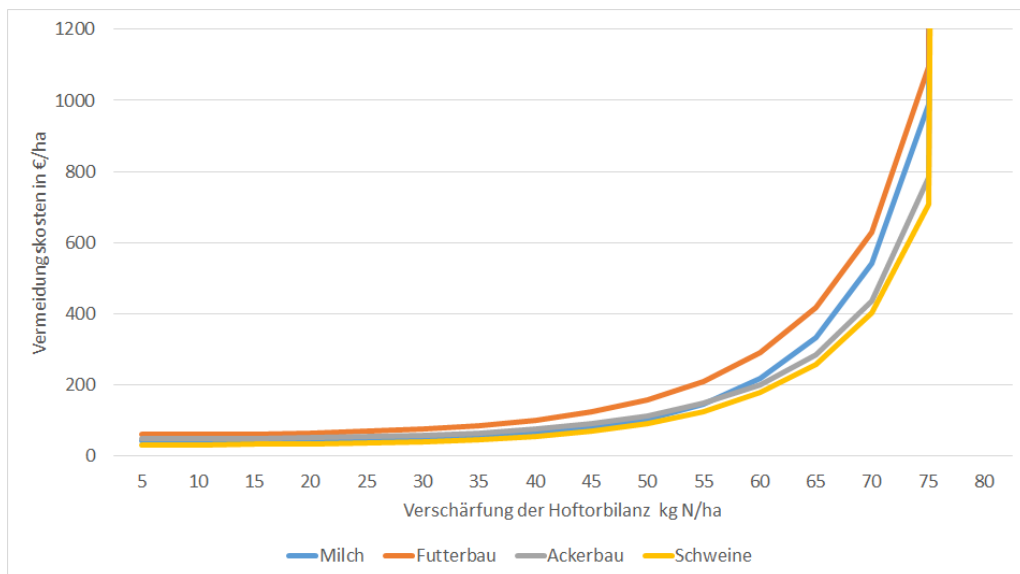


Abbildung B.2: Renten je Hektar bei Vertragsnachhaltigkeit für Betriebstypen (Quelle: eigene Berechnungen)

## Windenergieausbau

Tabelle B.6: Kaufwerte landwirtschaftlicher Grundstücke je Kreis für 2013 in €/ha

<b>Kreise und kreisfreie Städte</b>	<b>Bodenpreis</b>
Dithmarschen	17.704
Flensburg	21.984
Herzogtum Lauenburg	18.214
Kiel	21.984
Lübeck	21.984
Neumünster	21.984
Nordfriesland	22.913
Ostholstein	28.560
Pinneberg	27.518
Plön	20.214
Rendsburg-Eckernförde	21.309
Schleswig-Flensburg	21.033
Segeberg	24.767
Steinburg	17.274
Stormarn	36.724
<b>∑ Schleswig-Holstein</b>	<b>23.063</b>

Quelle: STATISTISCHES AMT FÜR HAMBURG UND SCHLESWIG-HOLSTEIN, 2013

Tabelle B.7: Verwendung der Ersatzgelder nach Maßnahmenarten im Kreis Dithmarschen in €

Maßnahmenarten	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Neuanlage Biotope	-	7.460	73.584	16.000	6.000	-
Ankauf / Aufwertung	50.000	3.445	241.682	26.614	106.380	78.217
Renaturierung Fließgewässer	16.200	-	185.620	110.178	5.009	163.724
Sonstige Maßnahmen	-	-	-	8.000	15.521	6.495
<b>gesamt</b>	<b>66.200</b>	<b>10.905</b>	<b>500.886</b>	<b>160.792</b>	<b>132.910</b>	<b>248.435</b>

	2009	2010	2011	2012	2013
Neuanlage Biotope	6.000	-	-	-	41.555
Ankauf / Aufwertung	124.678	247.268	21.704	88.757	-
Renaturierung Fließgewässer	10.000	52.589	123.697	23.626	95.847
Sonstige Maßnahmen	-	20.424	1.004.875	718.320	313.925
<b>gesamt</b>	<b>140.678</b>	<b>320.282</b>	<b>1.150.275</b>	<b>830.703</b>	<b>451.327</b>
bis 2010 Bewilligungsbescheide	ab 2011 IST-Zahlungen				

Quelle: UNB Dithmarschen, 2014 (gerundet auf ganzzahlige Beträge)

# LEBENS LAUF

Ernst Christian Albrecht

geb. 03.12.1983 in Husum  
Staatsangehörigkeit: deutsch  
Familienstand: ledig

---

## Ausbildung

- 10/2011-07/2016 **Promotion**, Agrarwissenschaften  
*Christian-Albrechts-Universität zu Kiel*  
Institut Agrarökonomie  
Abteilung für Agrarpolitik bei Herrn Prof. Dr. Dr. Christian Henning
- 06/2009-09/2011 **Master of Science**, Agrarwissenschaften  
*Christian-Albrechts-Universität zu Kiel*  
Fachrichtung: Agrarökonomie
- 01/2010-06/2010 **Auslandssemester**, Teilnahme am Socrates/Erasmus-Programm  
*Norwegian University of Life Sciences, Ås.*
- 10/2006-06/2009 **Bachelor of Science**, Agrarwissenschaft  
*Christian-Albrechts-Universität zu Kiel*  
Fachrichtung: Agrarökonomie und Agribusiness
- 10/2004-09/2006 **Studium** der Materialwissenschaften  
*Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.*
- 07/1994-06/2003 **Abitur**, *Gymnasium Friedrich-Paulsen-Schule, Niebüll.*
- 

## Berufserfahrung und Praktika

- 10/2011-03/2016 **Wissenschaftlicher Mitarbeiter**, Institut für Agrarökonomie  
Abteilung Agrarpolitik, *Christian-Albrechts-Universität zu Kiel*
- 11/2010-08/2011 **Wissenschaftliche Hilfskraft**, Institut für Agrarökonomie  
Abteilung Agrarpolitik, *Christian-Albrechts-Universität zu Kiel*
- 08/2008-09/2008 **Praktikum**, Hauptgenossenschaft Nord AG, Kiel  
07/2004-09/2004 Standort *Sönke-Nissen Koog*
- 03/2004-06/2004 **Landwirtschaftliches Praktikum im Ausland**  
*Napier, Südafrika*
- 07/2003-02/2004 **Grundwehrdienst** bei der Luftwaffe  
In *Goslar* und *Husum*.