

Fakultät Agrarwissenschaften

Aus dem Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre

Universität Hohenheim

Fachgebiet Landwirtschaftliche Betriebslehre

Professor Dr. Enno Bahrs

Nachhaltige Biogasproduktion unter
besonderer Berücksichtigung des
Einsatzes von Zuckerrüben und
Grünlandaufwuchs sowie der
Gärrestverwertung

Kumulative Dissertation

zur Erlangung eines Doktors der Agrarwissenschaften

vorgelegt

der Fakultät Agrarwissenschaften

von

Sebastian Auburger

aus Hagelstadt

2016

Die vorliegende Arbeit wurde am 29.08.2016 von der Fakultät Agrarwissenschaften der Universität Hohenheim als „Dissertation zur Erlangung des Grades eines Doktors der Agrarwissenschaften“ angenommen.

Tag der mündlichen Prüfung: 19.10.2016

1. Prüfer: Prof. Dr. Enno Bahrs
 2. Prüfer: Prof. Dr. Bernward Märländer
 3. Prüfer: Prof. Dr. Christian Lippert
- i.A.d. Dekans: Prof. Dr. Markus Rodehutscord

Danksagung

Die vorliegende Arbeit wäre ohne die Unterstützung einiger Personen in dieser Art nicht zustande gekommen. An erster Stelle gilt mein Dank Herrn Professor Dr. Enno Bahrs für das Vertrauen, die Freiheit und die Unterstützung während der Arbeit an seinem Lehrstuhl. Seine fachlichen Anregungen sowie die stets lösungsorientierte Art mit Problemstellungen umzugehen war prägend für meine Persönlichkeitsentwicklung.

Wesentliche Teile der Dissertation wurden im Rahmen des Verbundprojekts „Die Zuckerrübe als Energiepflanze in Fruchtfolgen auf hochproduktiven Standorten - eine pflanzenbauliche-ökonomische Systemanalyse“ erstellt, das dankenswerterweise vom Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft finanziert wurde. Herrn Professor Dr. Märlander, als Leiter des IfZ, danke ich sowohl für die Projektkoordination als auch für die Übernahme der Aufgabe des 2. Prüfers. Frau Dr. Anna Jacobs danke ich für die unzähligen fachlichen Ratschläge während der Projektphase. Den übrigen Kolleginnen und Kollegen im Verbundprojekt danke ich für die produktive Arbeitsatmosphäre.

Herrn Professor Dr. Christian Lippert danke ich für die Übernahme der Aufgabe des 3. Prüfers. Der fachliche und persönliche Austausch mit Ihm schon während meines Studiums war stets eine willkommene Gelegenheit Neues zu lernen.

Mein Dank gilt weiterhin allen Kolleginnen und Kollegen am Fachgebiet Landwirtschaftliche Betriebslehre. Sie waren und sind fachliche Ansprechpartner und Freunde zugleich. An die gemeinsame Zeit erinnere ich mich bereits heute sehr gerne. Namentlich möchte ich Herrn Dr. Martin P. Steinhorst, der mir als Zimmerkollege jederzeit ein guter Diskussionspartner war und Herrn Dr. Johannes-Baptist Empl, der mir in Fragen zur Biogasproduktion stets fachlich fundierten Rat geben konnte, herausgreifen. Herrn Dr. Richard Wüstholtz und Eckart Petig danke ich für Ihre Unterstützung bei der Erstellung von Teilen der vorliegenden Arbeit.

Ein vielleicht etwas ungewöhnlicher Dank geht an die Studierenden, die ich während meiner Zeit als Mitarbeiter am Lehrstuhl in Vorlesungen, Übungen, bei Abschlussarbeiten und auf Exkursionen betreuen durfte. Ohne dass sie es wissen, hat der Umgang mit ihnen meine Persönlichkeitsentwicklung positiv geprägt.

Ohne die ideelle und materielle Unterstützung meiner Eltern wäre das gesamte Studium sowie die anschließende Promotionszeit nicht möglich gewesen. Ich bin meinen Eltern hierfür und für die Freiheit, stets selbst über meine Zukunft entscheiden zu dürfen, sehr dankbar. Ihnen und meinem Opa Josef Eichenseer, der mir stets ein Vorbild war, möchte ich diese Arbeit widmen.

Hagelstadt, im Januar 2017

Sebastian Auburger

Meinen Eltern
und
meinem Opa Josef Eichenseer

Auflistung der in der Dissertation zusammengefassten Veröffentlichungen

Folgende Beiträge sind bei unterschiedlichen nationalen und internationalen, wissenschaftlichen Zeitschriften und Wissenschaftsinstitutionen eingereicht und anonym begutachtet worden:

- Auburger, S. und Bahrs E. (2016): GIS basierte Modellierung von Transportdistanzen für Wirtschaftsdünger im Kontext einer zu novellierenden Düngeverordnung.

Erschienen in: Lecture Notes in Informatics, Band 253, Referate der 36. GIL-Jahrestagung, S. 21-24.

Herausgeber: A. Ruckelshausen, A. Meyer-Aurich, T. Rath, G. Recke und B. Theuvsen

Status: Manuskript eingereicht und anonym begutachtet im August 2015, überarbeitet eingereicht im November 2015, Endfassung zur Veröffentlichung angenommen im Dezember 2015.

- Auburger, S., Wüstholtz, R., Petig, E. und Bahrs, E. (2015): Biogas digestate and its economic impact on farms and biogas plants according to the upper limit for nitrogen spreading - the case in nutrient-burdened areas in north-west Germany.

Erschienen in: „AIMS Energy“, 3 (4), AIMS Press Verlag, Seiten: 740-759.
Editor-in-chief: Damon Honnery, Department of Mechanical Engineering, Monash University.

Status: Manuskript eingereicht und anonym begutachtet im Juni 2015, überarbeitet eingereicht im Oktober 2015, Endfassung zur Veröffentlichung angenommen im November 2015.

- Auburger, S. und Bahrs E. (2016): Regionalisierte Treibhausgasbilanzen der Biogasproduktion in Deutschland auf Basis eines ökonomisch ökologischen Modellansatzes unter besonderer Berücksichtigung der Zuckerrübe als Energiepflanze.

Erschienen in: Perspektiven für die Agrar- und Ernährungswirtschaft nach der Liberalisierung, Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus e.V., Band 51, S. 105-116.

Status: Manuskript eingereicht und anonym begutachtet im März 2015,

überarbeitet eingereicht im Mai 2015, Endfassung zur Veröffentlichung angenommen im Juni 2015.

- Auburger, S., Jacobs, A., Märländer, B. und Bahrs, E. (2016): Economic optimization of feedstock mix for energy production with biogas technology in Germany with a special focus on sugar beets - Effects on greenhouse gas emissions and energy balances.

Erschienen in: „Renewable Energy“, 89 (1), Elsevier Verlag, Seiten: 1-11.
Editor-in-chief: S.A. Kalogirou, Cyprus University of Technology.

Status: Manuskript eingereicht im April 2015, überarbeitet eingereicht im Oktober 2015, Endfassung zur Veröffentlichung angenommen im November 2015.

- Auburger, S., Petig, E. und Bahrs, E. (2016): Assesment of grassland as biogas feedstock in terms of production costs and greenhouse gas emissions in exemplary federal states of Germany.

Status: Manuskript zur anonymen Begutachtung eingereicht bei Biomass and Bioenergy.

Die Beiträge sind in dieser Arbeit mit einheitlicher Formatierung und Zitierweise, sowie einem Literaturverzeichnis am Ende der Arbeit, in den Kapitel 2 bis 6 wiedergegeben.

Inhaltsverzeichnis

Danksagung	iii
Auflistung der in der Dissertation zusammengefassten Veröffentlichungen	vi
Tabellenverzeichnis	xi
Abbildungsverzeichnis	xii
Abkürzungsverzeichnis	xv
Zusammenfassung	xvii
Summary	xxii
1 Einleitung	1
1.1 Historische Entwicklung und Bedeutung der Biogasproduktion in Deutschland im Kontext der Stromproduktion aus erneuerbaren Energien	2
1.1.1 Entwicklung der Biogasproduktion in Deutschland	2
1.1.2 Bedeutung der Stromproduktion aus Biogas für den Strommarkt	4
1.2 Die Biogasproduktion als ergänzender Produktionszweig landwirtschaftlicher Betriebe	6
1.2.1 Die Biogasproduktion aus einzelbetrieblicher Perspektive	6
1.2.2 Ökonomische Auswirkungen der Biogasproduktion auf Agrarregionen in Deutschland	12
1.3 Umweltwirkungen der Biogasproduktion	15
1.3.1 Beschreibung von Umweltwirkungsendpunkten der Biogasproduktion	15
1.3.2 Ökologische Auswirkungen von Silomais als Vorzugssubstrat sowie anderer Energiepflanzen im Rahmen der Biogasproduktion	19
1.3.3 Nährstoffkonzentrationen in ausgewählten Regionen Deutschlands	22
1.3.4 Klima- und Energieeffizienz der Stromproduktion aus Biogas	25
1.3.5 Die Ökobilanz als Methode zur Bewertung von Umweltwirkungen	26
1.4 Notwendigkeit einer standortspezifischen Analyse der Biogasproduktion	31

1.5	Zielsetzung und Hypothesen der Arbeit	33
1.6	Aufbau der Arbeit	34
2	GIS basierte Modellierung von Transportdistanzen für Wirtschaftsdünger im Kontext der zu novellierenden Düngeverordnung	36
2.1	Einleitung	37
2.2	Datengrundlage und Methodik	37
2.2.1	Algorithmus	38
2.2.2	Verwendete Nachbarschaftsbeziehungen	38
2.3	Ergebnisse	39
2.3.1	Plausibilisierung der straßenbasierten Entfernungen	39
2.3.2	Anwendung des Algorithmus	39
2.4	Diskussion	40
3	Biogas digestate and its economic impact on farms and biogas plants according to the upper limit for nitrogen spreading - the case of nutrient-burdened areas in north-west Germany	42
3.1	Introduction	43
3.2	Research background, scope of study and methods	47
3.2.1	Research background and scope of study	47
3.2.2	Methods	49
3.3	Results	56
3.3.1	Spatial impacts of an amended DüV within the study area in terms of shipped amounts of nitrogen and estimated transport distances as well as estimated transport costs	57
3.3.2	Survey results regarding transport costs according to the study region	59
3.3.3	Affordable disposal costs in pig fattening, pig breeding and biogas production	60
3.3.4	Potential impact on regional motivation to pay additional costs for agricultural land	63
3.4	Discussion and conclusions	65
4	Regionalisierte Treibhausgasbilanzen der Biogasproduktion in Deutschland auf Basis eines ökonomisch ökologischen Modellansatzes unter besonderer Berücksichtigung der Zuckerrübe als Energiepflanze	70
4.1	Einleitung	72
4.2	Datengrundlage und Modellansatz	73
4.2.1	Bestimmung der optimalen Substratzusammensetzung	76
4.2.2	Quantifizierung der Treibhausgasemissionen aus der Biogasproduktion	79
4.3	Ergebnisse	82
4.4	Diskussion und Schlussfolgerungen	85

5	Economic optimization of feedstock mix for energy production with biogas technology in Germany with a special focus on sugar beets - Effects on greenhouse gas emissions and energy balances	89
5.1	Introduction	90
5.2	Materials and methods	91
5.2.1	Overview of model setup	91
5.2.2	Input data allocated to the energy crop production and manure supply	94
5.2.3	Input data allocated to biogas plants and power production	99
5.2.4	Methods of economic optimization of feedstock mix	102
5.2.5	Methods of greenhouse gas emissions and energy balance assessment	105
5.3	Results	106
5.3.1	Model validation	106
5.3.2	Calculated feedstock input, greenhouse gas emissions and energy balances for scenarios considered	106
5.4	Discussion and conclusions	110
5.4.1	Greenhouse gas emissions and energy balances	110
5.4.2	Different scenarios and sugar beets as an energy crop for biogas production	112
6	Assessment of grassland as biogas feedstock in terms of production costs and greenhouse gas emissions in exemplary federal states of Germany	114
6.1	Introduction	115
6.2	Materials and Methods	117
6.2.1	Yields and specific methane yields of grassland production systems in Germany	117
6.2.2	Input data and allocation of grassland production systems	118
6.3	Results	127
6.4	Discussion and conclusions	131
7	Diskussion und Schlussfolgerungen	134
7.1	Einschränkungen aufgrund verwendeter Datensätze	134
7.2	Grenzen und Möglichkeiten der methodischen Ansätze	139
7.3	Analyse der Biogasproduktion in Deutschland	144
7.3.1	Ökonomische Implikationen der Substratwahl	144
7.3.2	Ökologische Implikationen der Biogasproduktion	150
7.4	Empfehlungen an die Forschung und Politik bezüglich zukünftiger Förderoptionen der Biogasproduktion	154
	Literatur	155
	Lebenslauf	206
	Sonstige Veröffentlichungen und Vorträge	208

Tabellenverzeichnis

1.1	Spezifische Methanerträge ausgewählter Energiepflanzen.	21
1.2	Beispielhafte Auswahl verschiedener Wirkungskategorien.	29
3.1	Total amount of nitrogen resulting from biogas production and excessive amounts of nitrogen, including nitrogen from animal production, according to the federal states of Germany and Germany as a whole in 2011.	45
3.2	Assumed production figures of the production processes.	53
3.3	Capped normal distributions of risk factors.	55
3.4	Correlation matrix for the period January 2007 to April 2014. . .	56
3.5	Amount of manure per hectare.	64
4.1	Rahmendaten Energiepflanzenproduktion	76
5.1	Overview of the sub-models, input parameters and model output on biogas plant (BGP) level.	92
5.2	Modeled scenarios and their effect on greenhouse gas emissions and energy balances in comparison to the BAU scenario.	94
5.3	Key data of energy crop production.	97
5.4	Costs for seed and plant protection in € ha ⁻¹ for considered energy crops (SC: Silage corn, SB: Sugar beets, WPWW: Winter wheat as whole plant silage, WW: Winter wheat as grain).	102
5.5	Energy balance indicators for scenarios calculated (BAU: Business as usual, SBim: 25% sugar beets implemented, GHGmin: Minimized greenhouse gases, Powermax: full load hours of CHP units equal 8760 h, B: Improvement of SC and SB yields by 1 and 2% per year over a 10 year time span, SCmax: Maximum of silage corn in feedstock ratio equals 40%).	110
6.1	Grassland and silage corn cultivation equipment costs.	120
6.2	Characteristics of the three exemplary analyzed sites.	127
7.1	Durchschnittliche Frischmasseerträge (2008-2012) für Aiterhofen, Harste und Husum.	147

Abbildungsverzeichnis

1.1	Entwicklung der Bruttostromerzeugung ausgewählter erneuerbarer Energieträger in GWh ab 1990.	5
1.2	Entwicklung der installierten elektrischen Leistung ausgewählter erneuerbarer Energieträger in MW.	5
1.3	Biogasproduktionsintensität in $\text{kW}_{\text{el installiert}} \text{ ha}^{-1}$ für Deutschland auf Gemeindeebene für das Jahr 2012.	14
1.4	Umweltwirkungen der Biogasproduktion, differenziert nach Wirkungsendpunkten.	16
1.5	Regionaler Anfall an anzurechnendem Stickstoff aus Gärresten pflanzlicher Herkunft auf Gemeindeebene in $\text{kgN haLF}_{\text{eff}}^{-1}$ im Jahr 2011 (links) sowie regionaler Anfall an anzurechnendem Stickstoff aus Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft und Gärresten pflanzlicher Herkunft auf Gemeindeebene in $\text{kgN haLF}_{\text{eff}}^{-1}$ im Jahr 2010 und 2011 (rechts).	24
1.6	Inhalte und Anwendungsbereiche einer Ökobilanz	27
2.1	Vergleich zwischen Luftlinien- und Straßenentfernungen (Routenplaner) sowie Trennline ($y = \frac{1}{3}x$) zur Klassifizierung nicht plausibel berechneter Straßenentfernungen.	39
2.2	Räumliche Auswirkungen der Verteilung von N Frachten bis ($170 \text{ kgN haLF}^{-1}$) basierend auf Straßenentfernungen.	40
3.1	Algorithm for distribution of nitrogen amounts between municipalities within the study area.	50
3.2	Spatial distribution of total nitrogen burden (animal and biogas plant origin) within the study area on the municipality level. . . .	58
3.3	Weighted average liquid manure disposal costs using regional manure brokerage services, according to an expert survey in 2013 (situation a) and when including manure of plant origin in the upper limit calculation for nitrogen spreading of 170 kg (situation b). . .	59
3.4	Distribution functions of affordable costs of manure disposal to other farms in the case of an average performance level in pig farming and biogas production.	62
3.5	Distribution functions of affordable costs of manure disposal between farms with the performance level of the 25 percent best farms in pig farming and biogas production.	63
3.6	The motivation to pay an additional lease in 25 percent of the best farms in pig farming and biogas production according to the level of disposal costs.	65

4.1	Schätzfunktion für Wirkungsgrade in Abhängigkeit der BHWK Größe.	78
4.2	Systemgrenze der Treibhausgasbilanzierung.	80
4.3	Verteilung der Treibhausgasemissionen der Biogasproduktion in Deutschland nach Biogasanlagen mit Güllebonus (oben) und ohne Güllebonus (unten).	83
4.4	Treibhausgasemissionen der Stromproduktion aus Biogas in kgCO ₂ eq kWh _{el} ⁻¹ auf Ebene der Landkreise).	84
5.1	System boundary and material flows of GHG assessment and energy balancing.	93
5.2	Methane (CH ₄) emissions caused by methane leakage and feedback loop on feedstock demand (MCF: methane conversion factor, CHP: combined heat and power unit, GHG: Greenhouse gas).	100
5.3	Feedstock input of modeled scenarios (BAU: Business as usual, SBimp: 25% sugar beets (SB) implemented in feedstock mix, GH-Gmin: Minimal greenhous gas emissions scenario, Powermax: 8,760 full load hours per year, B: Breeding scenario, SCmax: Silage corn (SC) restricted to 40%, WPWW: Winter wheat as whole plant silage, WW: Winter wheat as grain, FM: Fresh matter).	107
5.4	Histograms of GHG emissions for modeled scenarios; vertical dashed line represents the mean value.	108
5.5	Spatial distribution of GHG emissions from BAU scenario as average value at district level.	109
6.1	Work steps of modeled grassland production system.	118
6.2	Specific variable production cost for grassland (GL) and silage corn (SC) in € Nm ⁻³ CH ₄ for three locations with varying scenarios.	128
6.3	Specific greenhouse gas emission for grassland (GL) and silage corn (SC) in kg CO ₂ eq Nm ⁻³ CH ₄ for three locations with low (3.5 t CO ₂ a ⁻¹ ha ⁻¹) and high (7 t CO ₂ a ⁻¹ ha ⁻¹) iLUC factors.	129
6.4	Modeled feedstock input for power production based on biogas in the considered federal states Schleswig-Holstein, Lower Saxony, and Bavaria for considered scenarios; (WPWW: Whole plant winter wheat).	131
7.1	Darstellung von SQR Werten für Deutschland mit einer Rasterauflösung von 1km x 1km.	137
7.2	Auswirkungen mit Hilfe von SQR-Werten auf Gemeindeebene skaliert Landkreiserträge auf die Produktionskosten von Silomais in € tFM ⁻¹	138
7.3	Regionale Verteilung der Zu- und Abschläge auf die Verbrinungskosten von Gärrest basierend auf dem N-Anfall aus der Tierproduktion in € ha ⁻¹ am Beispiel von Silomais auf Gemeindeebene.	146

7.4	Exemplarische Darstellung der Substratbereitstellungskosten bezogen auf den Energiegehalt der Substrate (MaKost_ Gärrest: Maschinenkosten der Gärrestausbringung), MaKost_ Ernte: Maschinenkosten der Ernte, MaKost_ vorErnte: Maschinenkosten für alle Arbeitsschritte exkl. Ernte und Gärrestausbringung) für drei Energiepflanzen (SC: Silomais, SB: Zuckerrüben, GPS: Winterweizen Ganzpflanzensilage) an drei Standorten (Ai: Aiterhofen, Ha: Hars- te und Hu: Husum); Weitere Annahmen: 250 kW Biogasanlage, 5 ha durchschnittliche Schlaggröße, 50 kgN haLF ⁻¹ Nährstofffracht aus der Tierhaltung sowie keine Lagerkosten und Lagerverluste der Substrate.	148
7.5	Energieproduktion je kg Stickstoff für Silomais und Zuckerrüben bezogen auf den Methanhektarertrag.	151
7.6	Durchschnittliche spezifische Treibhausgasemissionen je kWh _{el} auf- geteilt nach unterschiedlichen Emissionsquellen der Biogaspro- duktion in Deutschland status quo ohne Einflüsse von Szenarien und iLUC Effekten.	153

Abkürzungsverzeichnis

a.F.	Alter Fassung
BewG	Bewertungsgesetz
BGP.....	Biogas plant
BHKW ...	Blockheizkraftwerk
C	Kohlenstoff
CHP.....	Combined heat and power unit
DüV.....	Düngeverordnung
EEG.....	Erneuerbare Energie Gesetz
EU	Europäische Union
FDZ.....	Forschungsdatenzentrum der statistischen Ämter des Bundes und der Länder
fE	funktionelle Einheit
FM.....	Frischmasse
GHG	Greenhouse Gas Emissions
GIS.....	Geoinformationssystem
GPS.....	Ganzpflanzensilage
GW	Gigawatt
GWP.....	Global warming potential
ha	Hektar
iLUC.....	indirect Land Use Change
IPCC.....	Intergovernmental Panel on Climate Change
K.....	Kalium
kgCO ₂ eq..	Kilogramm Kohlendioxid Äquivalente
KTBL....	Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.

kW	Kilowatt
kWh	Kilowattstunde
LCA	Life cycle analysis
LF	Landwirtschaftlich genutzte Fläche
LUC	Land Use Change
m ³ km	Kubik-Kilometer, als Maßeinheit für den Transportaufwand
MCF	Methane conversion factor
N	Stickstoff
NUTS	Nomenclature des unités territoriales statistiques (Hierarchische Systematik zur eindeutigen Identifizierung und Klassifizierung der räumlichen Bezugseinheiten der amtlichen Statistik in den Mitgliedstaaten der Europäischen Union)
PLZ	Postleitzahl
RAUMIS .	Regionalisiertes Agrar- und Umweltinformationssystem
REA	Renewable Energy Act
RED	Renewable Energy Directive der Europäischen Union
SB	Sugar beet
SC	Silage corn
THG	Treibhausgas
TM	Trockenmasse

Zusammenfassung

Die Biogasproduktion in Deutschland stellt die mit Abstand wichtigste Bioenergiequelle im Bereich der Stromproduktion dar. Wie keine andere erneuerbare Energiequelle beeinflusst sie die landwirtschaftliche Produktion. Einerseits wird ein Großteil der Substrate durch die Landwirtschaft bereitgestellt, so dass sich für die Erzeugnisse landwirtschaftlicher Betriebe neue Absatzmöglichkeiten eröffnen, andererseits kann die Landwirtschaft als Betreiber von Biogasanlagen auch direkt von dieser Technologie profitieren. Insbesondere für die Biogasproduktion in Deutschland lässt sich eine hohe Abhängigkeit des Betriebserfolgs einer Biogasanlage von den Substratpreisen, bzw. -bereitstellungskosten aufzeigen, da förderpolitisch induziert in hohem Maß Energiepflanzen als Substratgrundlage verwendet werden. Einer betriebswirtschaftlich optimierten Substratwahl kommt daher große Bedeutung zu. Aus ökologischer Sicht beeinflusst die Biogasproduktion eine Vielzahl von Umweltmedien. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird im Besonderen die Treibhausgas- und Energiebilanz, der Anfall von organischem Stickstoff sowie die möglichen Auswirkungen der Konzentration auf Silomais als das mit Abstand wichtigste Substrat in Deutschland aufgegriffen. Sowohl ökonomische wie auch ökologische Auswirkungen der Biogasproduktion sind in hohem Maße vom Standort der Biogasanlage abhängig. Davon abgeleitet ist es die Zielstellung der vorliegenden Arbeit ökonomische und ökologische Standortvorzüglichkeiten darzustellen. Hierzu werden einerseits ökonomische Effekte einer novellierten Düngeverordnung mit einem GIS basierten Ansatz dargestellt und andererseits ein ökonomisch-ökologisches Modell entwickelt. Der lineare Modellansatz optimiert die Substratbereitstellung auf Ebene der Biogasanlagen und

leitet davon Auswirkungen auf die Treibhausgas- und Energiebilanz der Stromproduktion aus Biogas ab. Ein besonderer Fokus wird dabei auf die Zuckerrübe und Grünlandaufwuchs als Biogassubstrat gelegt.

Kapitel 2 stellt einen methodischen Ansatz zur Verteilung von organischem Stickstoff innerhalb einer Untersuchungsregion auf Gemeindeebene vor. Der aktuelle Entwurf einer novellierten Düngeverordnung sieht die Anrechnung aller organischen Stickstoffdünger auf eine Ausbringungsobergrenze in Höhe von 170 kg N ha^{-1} vor. Dies schließt die Anrechnung von Gärresten pflanzlicher Herkunft auf die Ausbringungsobergrenze mit ein. Insbesondere in veredelungsintensiven Regionen, die durch hohe Nährstoffüberschüsse und hohe Verbringungskosten charakterisiert sind, existiert häufig auch eine hohe Biogasproduktionsintensität, wodurch sich die betriebswirtschaftlichen Effekte der Novelle verstärken können. Der Beitrag behandelt daher die biogasintensiven Untersuchungsregionen Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen. Die Verteilung von organischem Dünger aus der Tierhaltung und aus der Biogasproduktion erfolgt anhand eines Algorithmus, der ausgehend von der am stärksten belasteten Gemeinde N-Mengen basierend auf Nachbarschaftsbeziehungen so lange umverteilt, bis keine Gemeinde innerhalb der Untersuchungsregion mehr als $170 \text{ kg organischen N ha}^{-1}$ aufweist. Als Nachbarschaftsbeziehungen werden die Entfernungen zwischen den Gemeindemittelpunkten herangezogen. Basierend auf Straßenentfernungen müssen rund 290 Millionen $\text{m}^3 \text{ km}$ jährlich transportiert werden (Düngeverordnung a.F. : 57,3 Millionen $\text{m}^3 \text{ km}$). Dies bedeutet einen geschätzten Anstieg der Transportkosten um rund 15,5 Millionen € pro Jahr. Die Nichtbeachtung von Nährstoffimporten aus den Niederlanden und Belgien und die Nichtberücksichtigung von Aufbereitungsverfahren für die Separierung von Gärrest bzw. Gülle sowie mögliche Ausnahmeregelungen für Gärreste müssen als Unsicherheitsfaktoren im Rahmen der Berechnungen aufgeführt werden.

Kapitel 3 ergänzt den in Kapitel 2 vorgestellten Algorithmus um eine Expertenbefragung und eine betriebswirtschaftlichen Analyse von Biogas- und schwei-

nehaltenden Betrieben. Die betriebswirtschaftliche Analyse zeigt, dass erhöhte Verbringungskosten bzw. Pachtpreisanstiege mit hoher Wahrscheinlichkeit nur für gute Ferkelerzeuger und Biogasproduzenten tragbar wären. Erfolgreiche Ferkelerzeuger können ihre Wettbewerbsfähigkeit gegenüber Biogasbetrieben und insbesondere gegenüber Schweinemastbetrieben erhöhen.

Kapitel 4 beinhaltet die grundlegende Beschreibung des ökonomisch-ökologischen Modellansatzes zur Bewertung der Biogasproduktion in Deutschland. Rund 8.000 Biogasanlagen werden im Modell georeferenziert verarbeitet und deren optimaler Substratmix basierend auf einem linearen Optimierungsansatz geschätzt. Die Zielfunktion stellt die variablen Substratbereitstellungskosten (Silomais, Winterweizen als Ganzpflanzensilage, Zuckerrüben, Winterweizen als Korn und Gülle) , die standortabhängig in € pro Tonne Frischmasse berechnet werden, dar. Dabei zeigt sich die relative Vorzüglichkeit von Silomais, dessen Einsatzmenge deutschlandweit auf rund 46 Millionen Tonnen Frischmasse pro Jahr geschätzt wird. Aufbauend auf dem berechneten Substratmix werden die Treibhausgasemissionen der Biogasproduktion, bezogen auf eine produzierte Kilowattstunde Strom, berechnet. Dabei werden die Treibhausgasemissionen ausgehend von der Produktion der nachwachsenden Rohstoffe bis hin zum Endprodukt Strom erfasst. Im Mittel über alle betrachteten Anlagen ergeben sich 0,159 kgCO₂eq pro kWh Strom. Dies entspricht einem Treibhausgasminderungspotential von über 70% bezogen auf die Treibhausgasemissionen des Strommix Deutschland in Höhe von rund 0,560 kgCO₂eq pro kWh Strom für das Jahr 2014. Die Auswertung der Treibhausgasbilanzen zeigt dabei den positiven Einfluss der Güllevergärung.

Das folgende Kapitel 5 erweitert das in Kapitel 4 vorgestellte Modell um eine Energiebilanzierung. Als Wirkungsindikatorenwerte werden dabei der Nettoenergieoutput und der fossile Energiebedarf je produzierter kWh Strom berechnet. Weiterhin wird die Sensitivität des Modells im Rahmen von Szenariorechnungen getestet. Dabei wird insbesondere der Einsatz der Zuckerrübe in den Fokus der Betrachtung gestellt. Zum einen werden Zuckerrüben mit mindestens 25 Mas-

senprozent in die Ration der Biogasanlagen aufgenommen. Zum anderen wird ein jährlicher Ertragszuwachs von 2% (Silomais 1%) über einen 10 Jahreszeitraum angenommen. Weiterhin werden die spezifischen Treibhausgasemissionen je Biogasanlage minimiert. Im Rahmen der Stickstoffdüngung werden Gärrestrückführungen bis 170 kg organischer Stickstoff je Hektar berücksichtigt. Über alle Szenarien zeigt sich überregional die Dominanz von Silomais, als ökonomisch konkurrenzstärkstes Substrat. Aus ökologischer Sicht zeigt sich, dass die Treibhausgasemissionen je kWh-Strom ansteigen, wenn bezogen auf den Frischmasseinsatz der Biogasanlage mindestens 25% Zuckerrüben in den Substratmix aufgenommen werden. Auch die Substrateinsatzmengen des Szenarios zur Minimierung von Treibhausgasen zeigen eine Vorteilhaftigkeit für Silomais auf. Im Rahmen der Energiebilanzierung schwankt der Nettoenergieoutput in Abhängigkeit des Szenarios zwischen 9,7 und 10,9 GWh pro Jahr bzw. das Input-Output Verhältnis zwischen 0,660 und 0,675 $\text{MJ}_{\text{fossil}} \text{ MJ}^{-1}_{\text{biogas}}$.

Grünlandaufwuchs wird in Kapitel 6 als weiteres Biogassubstrat in den Modellansatz integriert. Dies erfordert die Berücksichtigung von Opportunitätskosten im Rahmen der Kostenkalkulation der Energiepflanzenproduktion auf Ackerland oder die Berücksichtigung des unterschiedlichen Pachtniveaus für Acker- und Grünland, um die Vergleichbarkeit beider Anbausysteme gewährleisten zu können. Weiterhin wird der lineare Optimierungsansatz im Gegensatz zu den vorangegangenen Kapiteln disaggregierter formuliert, so dass maximale Treibhausgasemissionen je kWh Strom als exogen vorgegebene Restriktion berücksichtigt werden können. Diese Restriktion kann entweder durch eine Veränderung der Substratwahl oder durch den Zukauf von CO₂ Emissionsrechten erfüllt werden. Aufgrund der eingeschränkten Datenverfügbarkeit der Grünlanderträge kann das Modell in Kapitel 6 lediglich auf die Bundesländer Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Bayern angewandt werden. Das Kapitel 6 berücksichtigt zusätzlich iLUC Faktoren für Ackerland und partiell für Grünland im Rahmen von Szenarienrechnungen. Die Modellergebnisse zeigen, dass Grünland für Niedersachsen und

Schleswig-Holstein ein ökonomisch wettbewerbsfähiges Biogassubstrat darstellen kann, wenn Opportunitätskosten für Energiepflanzen von Ackerland berücksichtigt werden. Für das Bundesland Bayern lässt sich dies großräumig nicht bestätigen. Die Berücksichtigung von iLUC Faktoren für ackerbürtige Energiepflanzen verschlechtert die ökologische Konkurrenzfähigkeit letzterer und führt bei hohen Preisen für CO₂ zu einer Ausdehnung des Grünlandeinsatzes in Biogasanlagen wiederum für die Bundesländer Niedersachsen und Schleswig-Holstein.

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit müssen vor dem Hintergrund einer eingeschränkten Datenverfügbarkeit diskutiert werden. Insbesondere die Ertragsdaten beeinflussen die Ergebnisse stark. Sie würden stark an Aussagekraft gewinnen, wenn von der administrativen Bezugsebene „Landkreis“ abgewichen werden könnte und eine kleinräumige oder stärker naturräumlich orientierte Ertragsbasis verwendet werden kann. Weiterhin setzt der entwickelte Modellansatz die Verfügbarkeit der Substrate voraus. Abschließend kann festgestellt werden, dass sich Silomais als Biogassubstrat, sowohl aus ökonomischer als auch ökologischer Perspektive, im Schnitt als vorzüglichste Lösung zeigt. Zuckerrüben und Grünland empfehlen sich nicht flächendeckend als vorzügliche Alternative, können jedoch regional eine bedeutendere Rolle als weitere Kofermente gegenüber Ganzpflanzensilagen einnehmen.

Summary

Biogas production in Germany represents the most important source of bioenergy in the context of power production. More than any other renewable energy source, biogas production affects agricultural production. On the one hand a large part of the feedstock is produced by farmers, which represents new markets for their products, and on the other hand agricultural enterprises can operate biogas plants and benefit directly. Based on the fact that subsidy regulations induced a high amount of energy crops as feedstock in German biogas production, profits depend highly on feedstock prices and feedstock production costs. Consequentially an economically optimized feedstock choice is very important. From the ecological point of view, biogas production affects a variety of environmental fields. The present study focuses especially on greenhouse gas emissions, the energy balance and the negative effects of the remaining digestate and a concentration on silage corn as the most used feedstock in German biogas production. Economic as well as ecologic effects of biogas production depend highly on site conditions. Thus the scope of the presented study is to picture economic and ecologic advantages based on regional production circumstances. Therefore economic effects of the amendment of the German fertilizer ordinance are analyzed by a GIS approach and an economic/ecologic model is developed. The linear model approach optimizes the feedstock input on biogas plant level and deduces impacts on greenhouse gas and energy balance of power production based on biogas. A special focus was thereby on sugar beets and grassland.

Chapter 2 presents a methodological approach for the distribution of organic nitrogen within a study region on municipality level. The current draft of the Ger-

man fertilizer ordinance includes all organic nitrogen within the calculation of the 170 kg N ha⁻¹ spreading limit. This comprises also digestates from biogas plants of plant origin. Especially within regions with a high livestock production intensity, which are often characterized by high nutrient surpluses and high digestate disposal costs, a high biogas production intensity can also often be detected, which strengthens the economical effects of the amendment. The contribution therefore deals with the study region Nordrhein-Westfalen and Niedersachsen. The distribution of organic fertilizer from animal husbandry and biogas production is conducted by an algorithm, which redistributes N-amounts from the municipality with the highest burden based on neighbor-relationships as long as no municipality within the study region has more than 170 kg of organic N per hectare in average. Distances based on municipality central points are used to determine neighbor-relationships. If distances are calculated based on street maps 290 million m³ have to be transported per year. This means an increase in transport costs of 15.5 million € per year in comparison to the current German fertilizer ordinance. Nutrient imports from the Netherlands or Belgium, manure processing technologies and exceptions for biogas digestate are not factored into the calculations and remain as uncertainties.

Chapter 3 complements the introduced algorithm by a expert-survey and a economic analysis of enterprises with biogas and pig production. The analysis shows that only successful piglet or biogas producers can cope with higher disposal costs or an increase of land lease prices. Consequentially successful piglet producers can increase their competitiveness against pig fattening farms.

Chapter 4 describes the economic-ecologic model approach for the assessment of the German biogas production. Almost 8,000 geocoded biogas plants are processed and their optimized feedstock mix is estimated. The target function is represented by the variable feedstock production costs (silage corn, winter wheat as whole crop silage and grain, sugar beets and manure), which are calculated as € t⁻¹ fresh matter. The results show, that silage corn is the most used feedstock

with an amount of 46 million t per year within Germany. Based on the results of the feedstock input, greenhouse gas emissions per kWh produced power were calculated. Greenhouse gas emission calculations comprise feedstock production, methane production within the biogas plant and conversion of methane to power within the CHP. In average greenhouse gas emissions result as 0.159 kgCO₂eq per kWh power. This complies with a reduction potential of more than 70% referred to the emissions based on the German power mix in 2014 (0.560 kgCO₂eq kWh⁻¹). Furthermore calculations of greenhouse gas emissions show the positive effect of manure as a feedstock in biogas production.

Chapter 5 expands the model approach by calculating an energy balance. As indicators the net energy output and the fossil energy input of 1 kWh produced power are calculated. Furthermore sugar beets as a energy crop in biogas production are analyzed within scenarios. Sugar beets are i) implemented with 25 % of mass in feedstock rations and ii) a yearly increase in yield by 2% for sugar beets and 1% for silage corn within a 10 year timeframe is considered. Additionally greenhouse gases of power production are minimized within a scenario. Digestates are taken into account up the limit of 170 kg per ha within the modeling of N fertilization. Across all scenarios silage corn was the most preferable feedstock in terms of production costs. From the ecological point of view, results show that greenhouse gas emissions increase if sugar beets input are generally implemented with 25% of mass. Furthermore results of the greenhouse gas minimization scenario show that silage corn is advantageous. The net energy output within the energy balancing results between 9.7 and 10.9 GWh per year. The input output ratio is between 0.660 and 0.675 MJ_{fossil} MJ_{biogas}⁻¹.

Grassland is integrated within the model approach in chapter 6, which requires calculation of opportunity costs for energy crops from arable land or recognition of different land lease prices for arable land and grassland in order to secure comparability of the different production systems. Furthermore the linear model approach is designed more disaggregated in comparison to chapter 4 and 5, which

enables an additional exogenous restriction as a limit of greenhouse gas emissions per kWh. The model can now choose if the feedstock choice should be rearranged or CO₂ emissions rights should be bought. Based on the restricted availability of grassland yields the model approach can only be applied to the Federal States of Schleswig-Holstein, Niedersachsen and Bayern. Additionally iLUC factors for arable land and partially for grassland are taken into account as scenario calculations. The results show that grassland can be a reasonable feedstock within Niedersachsen and Schleswig-Holstein, if (high) opportunity costs are considered for energy crops grown on arable land. Within Bavaria results can not confirm that in a spatially wide context. Consideration of iLUC factors for crops grown on arable land downgrades their ecological competitiveness. If high prices for CO₂ emission rights are considered an increase of grassland as a feedstock in biogas production within Niedersachsen and Schleswig-Holstein can be detected.

Results of the presented study have to be discussed against the background of a limited data availability. Especially yield data has a major impact on the results. Their significance would be higher if data collection would not be proceeded within the administrative level „district“ but within regions separated by agronomic factors. Furthermore the developed model approach assumes that feedstock is available at the site of each biogas plant. As a conclusion it can be stated that silage corn is the most advantageous feedstock from an economical and ecological point of view. Sugar beets and grassland can regionally be a second-best solution, especially against whole crop silages.

Kapitel 1

Einleitung

Die landwirtschaftliche Produktion im Allgemeinen sowie die Biogasproduktion im Speziellen sehen sich in Deutschland und auch im internationalen Maßstab zunehmend einem Spannungsverhältnis bestehend aus ökonomischen, ökologischen und gesellschaftlich-sozialen Anforderungen ausgesetzt [1, 2, 3]. Für die Bioenergie in Deutschland wird daher eine möglichst nachhaltige Bereitstellung/Produktion erneuerbarer Energieträger gefordert. Die vorliegende Arbeit befasst sich mit der Biogasproduktion als wichtigen Teilbereich der Stromproduktion aus Biomasse in Deutschland. Die dabei festzustellende einseitige Ausrichtung der Substratproduktion auf Silomais als wesentlichen Energieträger stößt zunehmend an gesellschaftliche Akzeptanzgrenzen [4]. Aber auch komparative Nachteile der Stromproduktion aus Biogas im Bereich der Stromgestehungskosten gegenüber anderen erneuerbaren Energieträgern können als Probleme angeführt werden [5, 6]. Die ökonomische und ökologische Wettbewerbsfähigkeit des Endprodukts Strom wird in hohem Maße durch die eingesetzten Substrate bestimmt [7, 8]. Müssen diese auf landwirtschaftlich genutzten Flächen produziert werden, beeinflussen die natürlichen Standortverhältnisse ökonomische und ökologische Indikatoren der Substratproduktion, wie z.B. Strombereitstellungskosten oder Treibhausgasemissionen, wesentlich [9, 10]. Die Auswirkungen des Standorts der Biogasproduktion auf die Wirtschaftlichkeit der Substratbereitstellung, auf die ökologischen Auswirkungen der Stromerzeugung aus Biogas sowie die Einbettung der Biogas-

produktion in den landwirtschaftlichen Betrieb und die Agrarregion stehen im Mittelpunkt folgender Ausführungen.

1.1 Historische Entwicklung und Bedeutung der Biogasproduktion in Deutschland im Kontext der Stromproduktion aus erneuerbaren Energien

1.1.1 Entwicklung der Biogasproduktion in Deutschland

Die Entwicklung des Anlagenbestandes seit der Verabschiedung des ersten Erneuerbare Energien Gesetzes (EEG) im Jahr 2000 war eng an die politisch festgesetzten Förderbedingungen geknüpft. Mit der ersten Novellierung des EEG im Jahr 2004 konnte ein deutlicher Anstieg der Anlagenzahlen verzeichnet werden, der im Wesentlichen auf eingeführten Bonuszahlungen für den Einsatz nachwachsender Rohstoffe (Energiepflanzen) und tierischer Exkremeinte beruhte. [11]. Die Anzahl der Anlagen stieg zwischen 2004 bis zur nächsten Novelle im Jahr 2009 von rund 2.000 (0,4 GW installierte elektrische Leistung) auf 5.200 (1,9 GW) [12]. Damit war auch ein deutlicher Anstieg des Energiepflanzenanbaus verbunden. Zum meistgenutzten Substrat avancierte aufgrund seiner vergleichsweise geringen Produktionskosten Silomais [13, 14, 15]. Der Energiepflanzenanbau auf Ackerland wurde - auch vor dem Hintergrund stark steigender Agrarpreise in den Jahren 2007/2008 - zunehmend kritisch hinterfragt [16]. Auch Umweltaspekte, wie z.B. die erhöhte Erosionsanfälligkeit der Böden aufgrund des zunehmenden Silomaisanbaus, Erhöhung des Transportvolumens und -gewichts im Vergleich zu alternativen Ackerkulturen oder die Kombination hoher Gülle-/ Gärrestgaben v.a. auf leichten Standorten und die damit verbundene Auswaschungsgefahr werden diskutiert [17].

Im Jahr 2009 folgte eine weitere Novellierung des EEG. In Bezug auf die Biogasproduktion ist hierbei die Einführung eines weiter ausdifferenzierten Boni-Systems mit im Durchschnitt erhöhten Vergütungssätzen je produzierter kWh_{el} von zentraler Bedeutung. Der Kritik an der Ausdehnung des Silomaisanbaus versuchte der Gesetzgeber mit einer besonderen Förderung der Güllevergärung zu begegnen. Hierdurch erhöht sich die Wirtschaftlichkeit aller Biogasverfahren, überdurchschnittlich profitierten jedoch kleinere Biogasanlagen mit einem Wirtschaftsdüngereinsatz von mindestens 30 Masse-% (Güllebonus) [18]. Das förderpolitische Ziel einer Reduktion des Silomaisanbaus konnte damit jedoch nicht erreicht werden, da die Ausgestaltung insbesondere des Güllebonus mit ökonomischen Fehlankreizen behaftet war [19]. Gleichzeitig stieg die Anzahl der Biogasanlagen im Zeitraum von 2009 bis 2012 mit ungebremsster Dynamik auf rund 8.200 Anlagen (3,4 GW) [12] wodurch der Flächenbedarf des Silomaisanbaus für die Biogasproduktion bis zum Jahr 2012 auf über 800.000 ha anstieg [20]. Die Etablierung einer nachhaltigen Biogasproduktion, die mit der Einführung des EEG verfolgt wurde, wird dabei zunehmend angezweifelt [21].

Als Reaktion auf den förderpolitisch induzierten „Biogas Boom“ wurde das EEG im Jahr 2012 erneut novelliert. Die Novelle beinhaltete für Biogasanlagen eine umfassende strukturelle Neuordnung des Vergütungssystems, u.a. die Einführung eines "Maisdeckels"¹ sowie eine Mindestabwärmenutzung oder den Einsatz von mindestens 60 Masseprozent Gülle [22]. Die zunehmende Bedeutung erneuerbarer Energieträger im Strommarkt und die damit verbundene Notwendigkeit der Marktintegration [23] wurde für den Biogasbereich mit der Aufnahme einer Flexibilitätsprämie im EEG 2012 umgesetzt [22]. Die eingeführten Restriktionen führten zu einer deutlichen Verringerung des Anlagenzubaus, wodurch bis zum Jahr 2013 rund 8.500 Anlagen (3,6 GW) gezählt werden konnten [12].

Im Fokus der letzten Novellierung des EEG im Jahr 2014 stand die Begren-

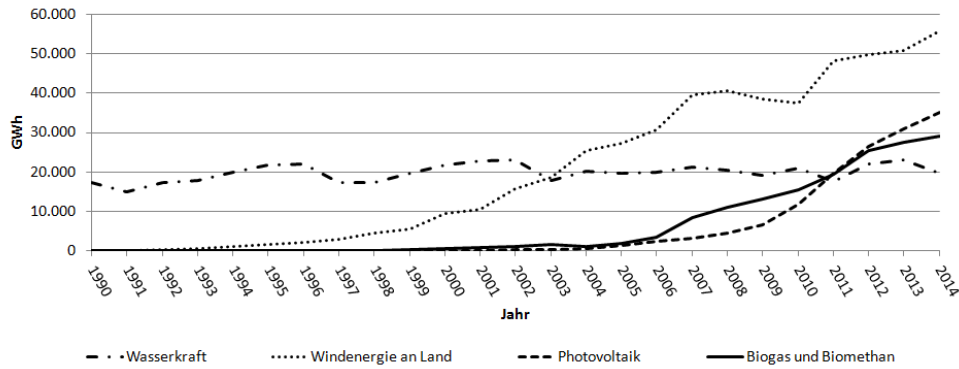
¹Biogasanlagen verlieren ihren Förderanspruch, wenn sie insgesamt mehr als 60 Masseprozent Silomais, Getreidekorn, Corn-Cob-Mix oder Körnermais einsetzen [22].

zung der finanziellen Auswirkungen des EEG in Form der stark angestiegenen EEG-Umlage und die Aufrechterhaltung der Versorgungssicherheit aufgrund einer zunehmenden Belastung der Stromnetze, die durch den Ausbau fluktuierender Energiequellen hervorgerufen wird [24]. Für die Stromproduktion aus Biogas beinhaltet die Novelle die Vorgabe eines konkreten Ausbaukorridors, die verpflichtende Direktvermarktung für kleine Biogasanlagen² sowie eine deutliche Absenkung des Vergütungsniveaus [26]. Dies führte zu einem weiteren Rückgang des Anlagenzubaus auf insgesamt rund 8.900 betriebene Biogasanlagenanlagen (4,2 GW) zum Ende des Jahres 2015 (Prognose) [12].

1.1.2 Bedeutung der Stromproduktion aus Biogas für den Strommarkt

Die Entwicklung der Bruttostromerzeugung ausgewählter erneuerbarer Energieträger ist in Abbildung 1.1 dargestellt. Der deutliche Ausbau der Bruttostromerzeugung seit dem Inkrafttreten des EEG im Jahr 2000 für die Energieträger Wind, Photovoltaik und Biogas kann hieraus abgelesen werden. Das Potential der Stromerzeugung aus Wasserkraft war aufgrund der topographischen Bedingungen Deutschlands bereits vor der Verabschiedung des Stromeinspeisegesetzes im Jahre 1990, dem Vorläufer des EEG, weitgehend erschöpft. Die Stromerzeugung aus Biogas beläuft sich im Jahr 2014 auf 29.140 GWh [27]. Dies entspricht einem Anteil von rund 18% an der gesamten Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien (Einspeiseanteil) oder bei einer deutschen Bruttostromerzeugung in Höhe von 627.800 GWh [28] einem Anteil von rund 4,6%.

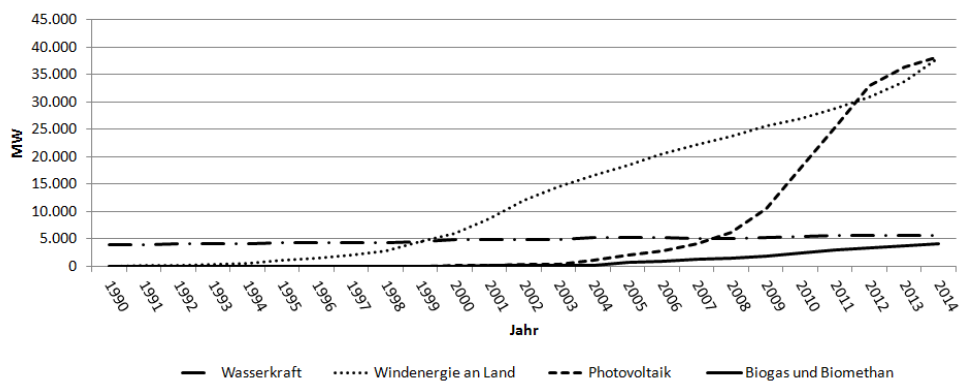
²Als kleine Biogasanlagen gelten Anlagen mit einer installierten Leistung $\leq 100 \text{ kW}_{\text{el}}$ [25].



Quelle: Eigene Darstellung nach [27]

Abbildung 1.1: Entwicklung der Bruttostromerzeugung ausgewählter erneuerbarer Energieträger in GWh ab 1990.

Ergänzend dazu zeigt Abbildung 1.2 die installierte elektrische Leistung der entsprechenden erneuerbaren Energieträger. Dabei beläuft sich der Anteil der installierten Leistung von Biogasanlagen auf rund 4,5% bezogen auf die gesamte installierte Leistung aus erneuerbaren Energiequellen (Leistungsanteil). Der Vergleich zwischen Einspeise- und Leistungsanteil ist durch die durchschnittlich hohe Volllaststundenzahl von deutlich über 7.000 h a⁻¹ [20] je Biogasanlage begründet. Dieses Potential könnte zukünftig im Rahmen von Systemdienstleistungen zum Ausgleich der fluktuierenden Energiequellen Wind und Sonne und damit zur Stabilisierung der Stromnetze verwendet werden [26].



Quelle: Eigene Darstellung nach [27]

Abbildung 1.2: Entwicklung der installierten elektrischen Leistung ausgewählter erneuerbarer Energieträger in MW.

1.2 Die Biogasproduktion als ergänzender Produktionszweig landwirtschaftlicher Betriebe

Die überwiegende Anzahl der Biogasanlagen in Deutschland ist, wenn auch nicht im juristischen oder steuerrechtlichen Sinne, Bestandteil eines landwirtschaftlichen Betriebs [29]. So werden über 70% der Anlagen als Einzelhofanlagen geführt [30]. Dies erklärt den überwiegenden Anteil³ nachwachsender Rohstoffe von landwirtschaftlich genutzten Flächen bzw. tierischer Exkremente an den gesamt eingesetzten Substraten [20, 31]. Biomethanaufbereitungsanlagen sind nicht Gegenstand der nachfolgenden Ausführungen, wenngleich sie die aufgeführten Punkte ebenfalls tangieren können.

1.2.1 Die Biogasproduktion aus einzelbetrieblicher Perspektive

Landwirtschaftliche Betriebe erhoffen sich im Rahmen ihrer Investition in eine Biogasanlage ein erhöhtes Wertschöpfungspotential innerhalb des Betriebs sowie eine Einkommensstabilisierung aufgrund fester Einspeisevergütungen [32] und eines diversifizierten Produktionsprogramms [33]. [34] arbeitet zudem heraus, dass die Aufnahme des Betriebszweigs „Biogas“ insbesondere für Schweinezucht- und mastbetriebe ein hohes Potential zur Reduzierung des betrieblichen Risikos aufweisen kann. Die Investition in größere Biogasanlagen im Rahmen von Kooperationsprojekten kann als Instrument zur Risikoteilung betrachtet werden [35]. Innerbetrieblich kann sich, insbesondere im Ökolandbau, durch die Vergärung von Wirtschaftsdüngern und Energiepflanzen die N-Effizienz erhöhen und damit einen positiven ökonomischen Effekt durch die erhöhte Produktivität zur Folge haben [36, 37]. Vielfach sind landwirtschaftliche Biogasanlagen auf einen

³Masse- und energiebezogen > 90%

zusätzlichen Substratzukauf angewiesen [38], wodurch sich ein Preisrisiko⁴ ergibt, dass aufgrund der gesetzlich fixierten Einspeisevergütungen nicht an den Endverbraucher überwältzt werden kann [40]. Modellrechnungen haben gezeigt, dass das Niveau der Substratpreise die Rentabilität von Biogasanlagen stärker beeinflusst als die Veränderung der gesetzlich garantierten Einspeisevergütungen [41]. Substratpreise wiederum werden auch von Flächenknappheiten mit beeinflusst, was sich insbesondere in der letzten Hochpreisphase agrarischer Rohstoffe in den Jahren 2007 bis 2009 zeigte [42]. Für Anlagenkonzepte, die einen Großteil des Outputs auf Basis nachwachsenden Rohstoffen generieren, zeigen Modellrechnungen und Umfragen einen sehr hohen Anteil der Substratbeschaffungskosten an den Gesamtkosten der Biogasanlage [43, 44, 45]. Hierdurch zeigt sich, dass die Entwicklung des Ausbaus der Biogasproduktion, neben förderpolitischen Einflüssen, stark vom Niveau der Substratpreise abhängt [46]. Der betriebswirtschaftlichen Optimierung des Substrateinsatzes kommt folglich große Bedeutung zu.

Optimierungsansätze für Biogasanlagen

Für Optimierungsansätze von landwirtschaftlichen Fragestellungen hat sich seit Jahrzehnten die lineare Programmierung als geeignetes und breit anwendbares Instrument erwiesen [47, 48]. Besonders weite Verbreitung findet die Methode, sowohl im Rahmen der betrieblichen Optimierung als auch im industriellen Zusammenhang, im Rahmen der Bestimmung kostenminimaler Futtermischungen [39, 49]. Diese Anwendungsmöglichkeit der linearen Programmierung lässt sich auf die Optimierung von Biogasanlagen übertragen, da sich die möglichen Substrate in ihren Eigenschaften (z.B. ihrem Energiegehalt) und ihren Kosten unterscheiden und daher so kombiniert werden müssen, dass die Ansprüche (z.B. Energiebedarf) der zu optimierenden Anlage erfüllt und gleichzeitig die Gesamtkosten minimiert werden. Dabei fungieren der Energiebedarf der Anlage, sich aus dem EEG ergebende Mindest- und Maximalumfänge bestimmter Substrate sowie

⁴vgl. hierzu [39]

gärbiologische Grenzen als Ansprüche. Die hohe Anzahl zu optimierender Biogasanlagen in den Kapiteln 4, 5 und 6 erfordert als technische Voraussetzung eine praktikable Einbettung und Kopplung des Optimierungsverfahrens in das Gesamtmodell, was durch den Ansatz der linearen Programmierung erreicht werden konnte.

Ein simultaner linearer Optimierungsansatz für die Substratbereitstellung in Biogasanlagen wird von [50] vorgestellt. Das Modell umfasst die Kulturen: Silomais, Sonnenblumen, Grünroggen, Getreideganzpflanzensilage, Hirse, Ackerfutter (zwei- und dreischnittig) und Kulturkombinationen. Als Zielfunktion werden die Substratbereitstellungskosten als Summe der Anbau- und Kulturführungskosten (inkl. Gärrestausbringung), Nutzungskosten sowie der Erntekosten (inkl. Transport und Einlagerung) minimiert. Die Erntekosten werden mit Lohnunternehmer- bzw. Maschinenringsätzen belegt und der Substratbedarf der Biogasanlage über die installierten kW und einer Annahme zu den Volllaststunden abgeschätzt. Ergänzend wird die Gärrestausbringung optimiert, wobei eine N-Obergrenze gemäß EU-Nitratrichtlinie bzw. DüV berücksichtigt wird. Die Anwendung des Modells verlangt Kenntnis über Feldgrößen und Hof-Feld Entfernungen, FM- und TM-Erträge, N-Bedarf, variable Kosten für Anbau und Pflanzenschutz sowie Methan- und Rohproteingehalte der Substrate. Die detaillierten Inputvariablen ermöglichen eine einzelbetriebliche Anwendung, schränken jedoch eine sektorale Anwendung ein.

Einen linearen Optimierungsansatz, jedoch auf gesamtbetrieblicher Ebene für englische Rahmendedingungen, stellt [51] vor. Als Zielfunktion wird der Gesamtdeckungsbeitrag eines landwirtschaftlichen Betriebs maximiert, wobei für einen Ackerbau- und einen Milchviehbetrieb ein zusätzliches Produktionsverfahren „Biogasanlage“ im Modellansatz angeboten wird. Es werden zwei Szenarien berechnet, wobei in i) die installierte Leistung der Biogasanlage auf 500 kW_{el} beschränkt ist und ein Zukauf von Substraten nicht möglich ist. In ii) werden diese Restriktionen aufgehoben. In beiden Fällen wird die Dimensionierung der Bio-

gasanlage anhand des Beitrags zum Gesamtdeckungsbeitrag des Betriebes, dem verfügbaren Substrat sowie der Flächenverfügbarkeit für die Gärrestausbringung bestimmt. Nährstoffexporte sind nicht vorgesehen. Alle Leistungen und Kosten der Produktionsverfahren sind auf das Referenzjahr 2009 bezogen.

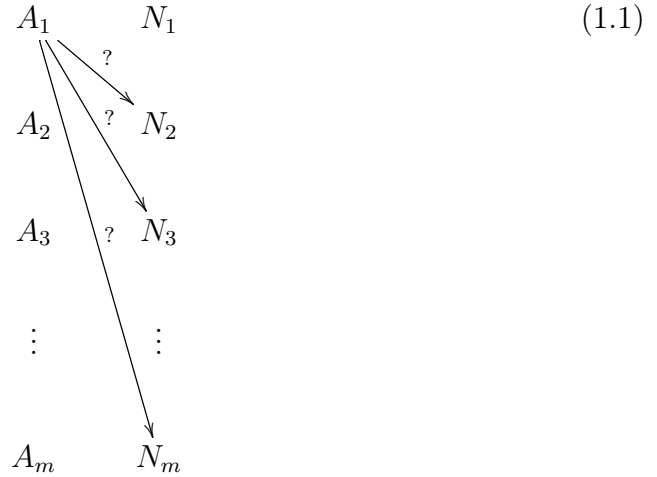
Vor dem Hintergrund hoher Nährstoffkonzentrationen auf landwirtschaftlichen Nutzflächen in den Niederlanden optimiert [52] eine existierende Biogasanlage mittels eines linearen Modellansatzes. Als Substratgrundlage stehen Wirtschaftsdünger, Speiseabfälle, Blumenzwiebeln und Silomais zur Verfügung. Gärreste können in drei unterschiedliche Regionen exportiert werden, wobei eine Gärrestseparierung auf der betrachteten Biogasanlage installiert ist. In Szenariorechnungen wird die Klassifizierung des Gärrestes als Wirtschaftsdünger (mit einer Ausbringungsobergrenze von 170 kg N ha^{-1} auf Ackerland) und als „Grüner“-Dünger, der wie Mineraldünger behandelt wird, betrachtet.

Biogassubstrate in Form nachwachsender Rohstoffe zeichnen sich i.d.R. durch hohe Wassergehalte und damit einer niedrigen Energiedichte zum Erntezeitpunkt aus und können als transportunwürdige Güter bezeichnet werden [17]. Weiterhin nehmen die Transportkosten einen wesentlichen Anteil an den Substratbereitstellungskosten ein [53, 54]. Mit steigender Transportentfernung nimmt der Anteil der Transportkosten an den gesamten Substratbereitstellungskosten zu [50]. Gleiches gilt für die Verbringung des Gärrestes. Folglich kommt der betriebswirtschaftlichen Optimierung des Substrateinsatzes und der Transportlogistik im Rahmen der Biogasproduktion große Bedeutung zu.

Transportmodelle zur Substratbereitstellung und Gärrestverbringung

Im Allgemeinen wird ein Transportproblem, in Abhängigkeit der Rahmenbedingungen, in mehrer Teilprobleme übersetzt. Eingangs muss hierzu ein Netzwerkkonstruktionsproblem gelöst werden, das potentielle Transportverbindungen anhand von fixen und variablen Kosten sowie Kapazitätsattributen bewertet. In einem weiteren Teilschritt wird aus den potentiellen Transportverbindungen ein

minimal spannender Wurzelbaum extrahiert. Anschließend werden die kürzesten Wege zwischen einem und allen Knoten des Netzwerks ermittelt und ggf. unkapazitierte und kapazitierte Umladeprobleme berücksichtigt. Als mathematische Lösungsmöglichkeiten für diese Teilprobleme haben sich Verfahren der linearen Programmierung sowie graphentheoretische Verfahren etabliert [55]. Das im Rahmen des Kapitels 2 und 3 behandelte Transportproblem von Nährstoffen gleicht einem einstufigen Transportproblem [56], wobei als „Anbieter von Aufnahmepotential“ (A) Regionen mit Nährstoffkonzentrationen unterhalb der Ausbringungsobergrenze und als „Nachfrager von Aufnahmepotential“ (N) Regionen mit Nährstoffüberschüssen fungieren können. Gesucht ist also ein Transportplan, der eine kosten- oder entfernungsminimale Verteilung der Nährstoffe von Überschussregionen auf aufnahmefähige Regionen ermöglicht. Als Regionen können dabei prinzipiell administrative Einheiten, wie z.B. Landkreise oder Gemeinden oder auch, die Datenverfügbarkeit vorausgesetzt, frei zu definierende Einheiten gewählt werden. Matrix 1.1 stellt den Sachverhalt vereinfachend für einen Anbieter (A_1) dar. Im Gegensatz zu regulären Transportmodellierungen aus dem Bereich des Operations Research [57, 58, 59, 60] gilt, dass die Region (A_m) mit der Region (N_m) identisch ist und damit die Transportbeziehung $A_m \xrightarrow{?} N_m$ entfällt. Begründet ist dies durch den Zusammenhang, dass eine Region mit Nährstoffaufnahmepotential (A_m) nicht gleichzeitig einen Nährstoffüberschuss (N_m) aufweisen kann. Weiterhin gilt für die in den Kapiteln 2 und 3 behandelten Fällen, dass die Transportentfernungen und damit auch die Transportkosten zwischen zwei Regionen $A_m \xrightarrow{?} N_n$; mit $m \neq n$ unbekannt sind, diese jedoch im Standardfall als gegeben vorausgesetzt werden. Der Fokus der vorliegenden Arbeit im Kontext von Transportproblemen in der Biogasproduktion liegt daher auf Möglichkeiten zur Entfernungsberechnung zwischen Regionen im Rahmen von überregionalen Modellierungsansätzen (vgl. Kapitel 2 und 3).



Im Rahmen einer Standortmodellierung für Biogasanlagen auf NUTS 3 Ebene⁵ werden Transportkosten für Silomais von [61] modelliert. Die Transportkosten selbst umfassen drei Bestandteile und werden in Abhängigkeit des Anlagentyps berechnet. Es werden Kostenansätze für Be- und Entladevorgänge (i) berücksichtigt und ein entfernungsabhängiger Ansatz (ii) für die Fahrt zwischen einer Region a), in der die Biogasanlage lokalisiert ist und der Region b), aus der Substrat beschafft wird, mit einbezogen. Der dritte Term (iii) umfasst Transporte innerhalb der Region a), z.B. Transporte zwischen Feld und Biogasanlage oder zwischen Feld und einem fiktiven Startpunkt für Transporte in eine andere Region b). Transportentfernungen innerhalb der Region a) werden dabei kreisförmig in Abhängigkeit des regionalen Silomaisertrags und dem Anteil der Ackerfläche an der Bodenbedeckung approximiert.

Ausgehend vom Substratbedarf⁶ und einem Faktor für die Substratverfügbarkeit in der Umgebung der Biogasanlage berechnen [54] die Transportkosten für die Substratbereitstellung und die Gärresteverbringung. Die Transportkosten umfassen die Teilvorgänge Be- und Entladung sowie einen Kostenansatz in Abhängigkeit der Transportentfernung. Dabei spannen Substratbedarf und -verfügbarkeit und Frischmassertrag einen idealisierten Kreis auf, dessen Radius (r) als Schät-

⁵In Deutschland entspricht die NUTS 3 Ebene den Landkreisen.

⁶In der zitierten Arbeit wird annahmegemäß ausschließlich Silomais vergärt.

zer für die durchschnittliche einfache Transportentfernung zwischen Biogasanlage und Feld herangezogen wird. Die durchschnittliche Transportentfernung (l) (Hin- und Rückfahrt) ergibt sich zu $l = 2 * 2/3 * r * \tau$ [62], wobei τ einen Turtuositätsfaktor zur Annäherung an den realen Verlauf des Straßennetzes darstellt.

Ausgehend von einem rechtwinkligen Straßensystem, einer zentral gelegenen Biomasseanlage, vier rechteckigen Flächen zur Substratbereitstellung, die wiederum in homogene rechteckige Teilflächen aufgeteilt sind, berechnet [63] Transportentfernungen für den Biomasetransport in Abhängigkeit eines Turtuositätsfaktor, dem jährlichen Substratbedarf, der Substratdichte (Ertrag) und den Kantenlängen der Rechtecke. Im Gegensatz zu den vorgestellten Ansätzen zur Entfernungapproximierung innerhalb von Transportproblemen greifen Kapitel 2 und 3 auf GIS-basierte Luftlinienentfernungen und auf einen Routenplaner zur Ermittlung von Straßenentfernungen zurück.

1.2.2 Ökonomische Auswirkungen der Biogasproduktion auf Agrarregionen in Deutschland

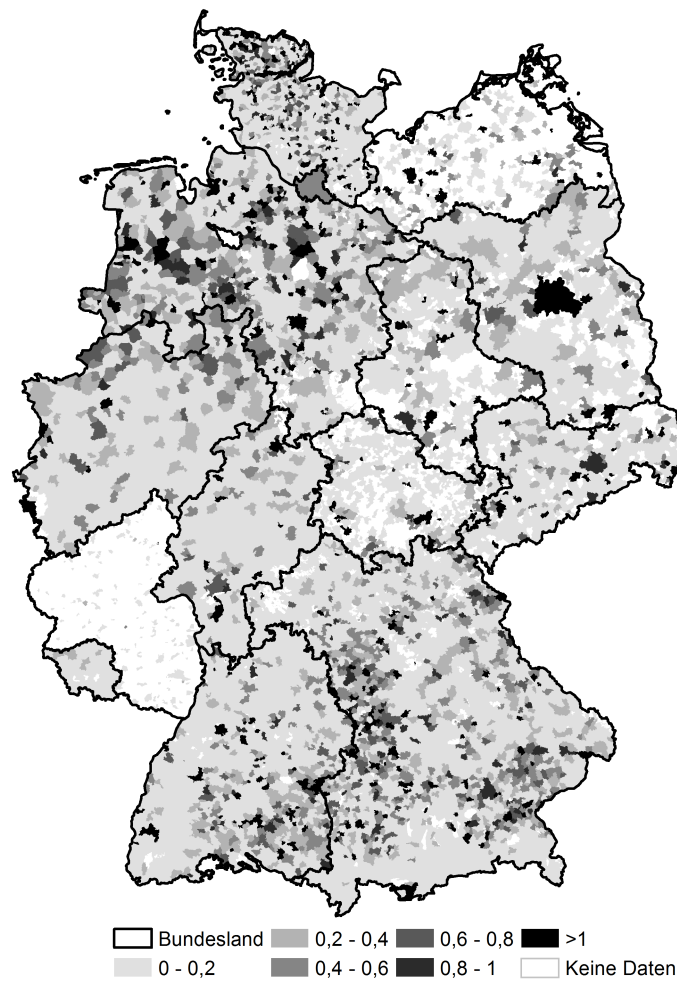
Die Biogasproduktion beeinflusst sowohl im Rahmen des Bezugs von Substraten als auch bei der Ausbringung des Gärrestes die Agrarregion. Die starke Fokussierung auf Energiepflanzen als wesentliche Substratgrundlage zieht einen entsprechenden Flächenbedarf für deren Anbau nach sich. Für Biogas wurde für das Jahr 2014 eine Substratanbaufläche in Höhe von rund 1,27 Millionen Hektar geschätzt⁷ [64]. Dies entspricht bei 16,72 Millionen ha LF in Deutschland einem Anteil von rund 7,6%. Da die Biogasproduktionsintensität, ausgedrückt als $\text{kW}_{\text{el installiert}} \text{ ha}^{-1}$ (Abbildung 1.3), regional sehr unterschiedlich ist, unterscheidet sich der Flächenbedarf für die Biogasproduktion regional sehr stark. Der regional hohe Flächenbedarf für die Substratproduktion ist förderbedingt mit einer hohen Zahlungsfähigkeit der Anlagenbetreiber verbunden. So ermöglicht die Bio-

⁷Zu den Schwierigkeiten der Schätzung vgl. [41].

gasproduktion Grundrenten⁸, die mehr als 1.000 € ha⁻¹ betragen können [67]. In Niedersachsen können Biogasanlagen, für die das EEG 2009 gilt, durchschnittlich deutliche Rentabilitätsvorteile gegenüber der Milchproduktion erreichen. Die Konkurrenz um Futterfläche führte zu einer Verdrängung der Futterproduktion für die Milchviehhaltung auf Grünlandstandorte [68]. In veredelungsintensiven Regionen konkurrieren biogasproduzierende Betriebe häufig um Verbringungsflächen für Gärreste bzw. Wirtschaftsdünger. Ebenfalls für Niedersachsen zeigt sich, dass reine Schweinemastbetriebe am Landpachtmarkt wenig konkurrenzfähig gegenüber landwirtschaftlichen Betrieben mit Biogasproduktion sind. Fehlende Zupacht-/ Zukaufmöglichkeiten von landwirtschaftlicher Nutzfläche können zu Einkommensnachteilen durch i) höhere Entsorgungskosten von Wirtschaftsdünger über Güllbörsen oder durch ii) den Verlust von steuerlichen Vorteilen im Rahmen der vermiedenen Gewerblichkeit der Tierhaltung⁹ entstehen [68]. Für Ackerbauregionen gilt, dass der Silomaisanbau vornehmlich zu Lasten des Weizenanbaus erfolgt und keine Flächenkonkurrenz zwischen Tierhaltung und Biogasproduktion entsteht. Kombinationsmöglichkeiten von Biogasproduktion einerseits und Milchviehhaltung, Veredelung und Ackerbau andererseits versprochen in der Förderperiode des EEG 2009 für ausgewählte Regionen Niedersachsens Grundrentensteigerungen um den Faktor 5 (Futterbauregion), Faktor 3 (Veredelungsregion) und Faktor 2 (Ackerbauregion) [68].

⁸Zum Konzept der Grundrente sowie deren Ermittlung vgl. [65, 66].

⁹Details zur gewerblichen Tierhaltung können §§ 51f. BewG entnommen werden.



Quelle: Eigene Darstellung auf Grundlage von [69]

Abbildung 1.3: Biogasproduktionsintensität in $\text{kW}_{\text{el installed}} \text{ ha}^{-1}$ für Deutschland auf Gemeindeebene für das Jahr 2012.

Das dargelegte Einflusspotential der Biogasproduktion auf Landpacht- und -kaufmärkte lässt einen Zusammenhang zwischen dem Ausbau der Biogasproduktion und der Pachtpreisentwicklung für landwirtschaftliche Nutzflächen vermuten. So wird im Zeitraum 2010 bis 2013 für Deutschland ein Anstieg der (Durchschnitts-) Pachtentgelte von 261 auf 345 € ha^{-1} für Ackerfläche und für Grünland von 148 auf 200 € ha^{-1} ausgewiesen [70]. Die Angaben des Testbetriebsnetzes zeigen für Bundesländer mit überdurchschnittlicher Biogasproduktionsin-

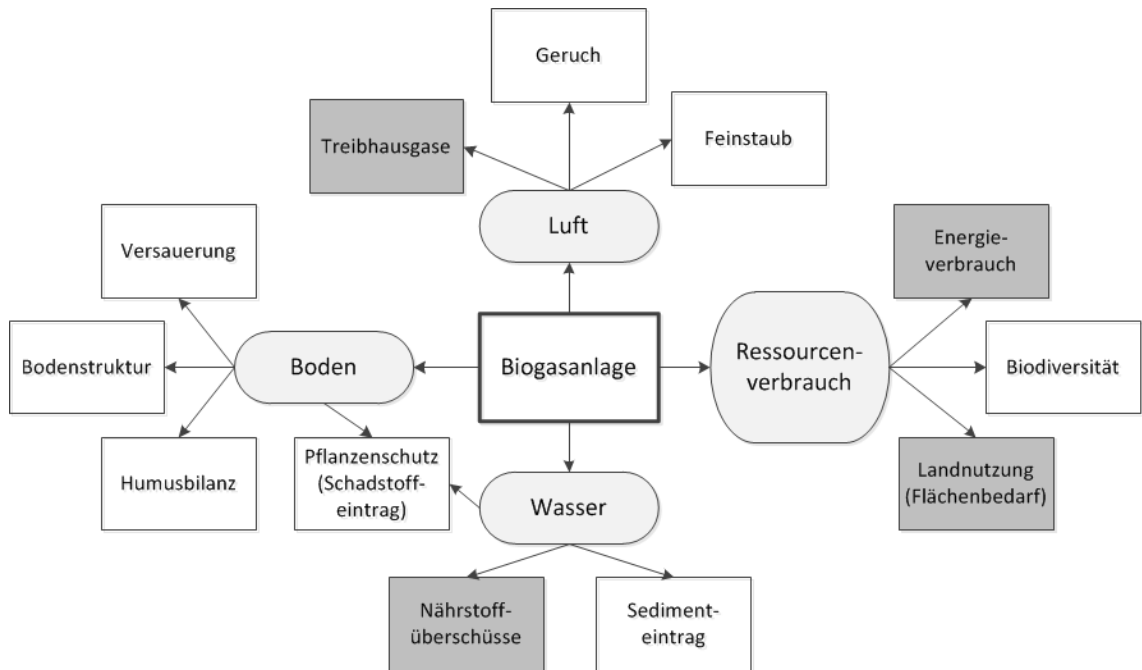
tensität (Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen, Schleswig-Holstein und Bayern) ab dem Jahr 2010 ebenfalls steigende Durchschnittspachten an [68]. Pachtpreise sind einer Vielzahl von Einflussfaktoren auf einzelbetrieblicher und regionaler Ebene unterworfen [71], so dass der Einfluss der Biogaserzeugung im Rahmen ökonometrischer Analysen isoliert werden muss, um eine Aussage über den vermuteten Zusammenhang treffen zu können. Während [72] noch keinen Einfluss der regionalen Biogasdichte, wohl aber einen signifikanten Einfluss des Anbaus nachwachsender Rohstoffe, auf den Pachtpreis messen konnten, gelang es [71] mit Hilfe aktuellerer Daten der Landwirtschaftszählung 2010 sowie von Buchführungsabschlüssen des Testbetriebsnetzes einen Einfluss der Biogasdichte auf Neupachtpreise mittels eines räumlichen Regressionsmodells nachzuweisen. So lässt sich für die alten Bundesländer ein Anstieg der Pachtpreise um 142 € ha^{-1} ermitteln, wenn im Umkreis von 25 km die installierte Leistung aus Biogas um $1 \text{ kW}_{\text{el}} \text{ ha}^{-1}$ ansteigt. Für die neuen Bundesländer lässt sich auf Landkreisebene ein Effekt in Höhe von rund 63 € ha^{-1} nachweisen. Gestützt auf Daten der Agrarstrukturerhebung 2010 sowie auf regionalen Biogasdichten für Schleswig-Holstein und Niedersachsen konnte ebenfalls ein signifikanter Einfluss der Biogasanlagendichte bestimmt als $\text{kW}_{\text{el}} \text{ ha}^{-1}$ gemessen werden [73]. Ein signifikanter Einfluss der Biogasanlagendichte auf die Kaufpreise landwirtschaftlicher Nutzflächen in Schleswig-Holstein ergab sich dabei jedoch nicht.

1.3 Umweltwirkungen der Biogasproduktion

1.3.1 Beschreibung von Umweltwirkungsendpunkten der Biogasproduktion

Die Förderung erneuerbarer Energien zur Stromproduktion wird durch ihren Beitrag zum Klima- und Umweltschutz, die Verringerung volkswirtschaftlicher Kosten, die Schonung fossiler Ressourcen und ihrem Beitrag zur Innovationsförderung

gerechtfertigt [25]. Bis zum Jahr 2050 soll deshalb der Anteil der erneuerbaren Energien am Bruttostromverbrauch auf 80% ansteigen. Umweltwirkungen der Biogasproduktion, die im Rahmen der Nachhaltigkeitsbewertung von Relevanz sind, können nach Wirkungen auf Luft, Boden, Wasser und Ressourcenverbrauch eingeteilt werden (Abbildung 1.4) und werden im Folgenden näher erläutert.



Quelle: Eigene Darstellung, angelehnt an [74, 75, 76]

Abbildung 1.4: Umweltwirkungen der Biogasproduktion, differenziert nach Wirkungsendpunkten.

Anmerkung: Grau hinterlegte Wirkbereiche werden in der vorliegenden Arbeit thematisiert.

Die Biogasproduktion beeinflusst den Wirkendpunkt „Luft“ durch Treibhausgasemissionen (vgl. Kapitel 1.3.4), sowie durch Geruch-, Feinstaub- und Ozonemissionen. Während die Hauptendprodukte der Biogasproduktion (CO_2 und CH_4) geruchsneutral sind, entstehen Geruchsemissionen vorwiegend im Rahmen der Lagerung, unkontrollierter Gasaustritte, dem Eintrag von Substraten in die Fermenter und der Lagerung des Gärrestes [77]. Feinstaubemissionen entstehen beim Umgang mit Schüttgütern, Reifen- und Bremsabrieb im Rahmen von Trans-

portvorgängen und im Rahmen von Verbrennungsvorgängen¹⁰ [74]. Dabei sind Geruchs-, Feinstaub- sowie Ozonemissionen stark von der Anlagenführung, den eingesetzten Substraten und deren Auswirkungen von örtlichen Umständen (z.B. Nähe der Biogasanlage zur Wohnbebauung) abhängig. Aufgrund fehlender Datengrundlagen können diese im Rahmen von überregionalen Modellierungsansätzen nicht berücksichtigt werden.

Eine Beeinflussung des Wirkendpunkts „Boden“ kann z.B. durch Versauerung, Verschlechterung der Bodenstruktur, eine negative Humusbilanz oder durch den Eintrag von Schadstoffen (z.B. Pflanzenschutzmittel im Rahmen der Energiepflanzenproduktion) erfolgen. Eine Versauerung von Böden, insbesondere an leichten und schwach gepufferten Standorten, kann durch das Ausbringen von Gärresten erfolgen, da Gärreste einen hohen Anteil freier K-Ionen aufweisen [78]. Es ist zu vermuten, dass die Biogasproduktion auf Standorten in Deutschland das Versauerungspotential landwirtschaftlicher Böden erhöht, was u.a. durch den Energiepflanzenanbau begründet ist [7]. Das Risiko einer direkten Schädigung der Bodenstruktur durch mechanische Einwirkungen (Befahren) v.a. in kritischen Situationen, wie z.B. hoher Bodenfeuchte oder schwerer Transportfahrzeuge, nimmt im Rahmen der Energiepflanzenproduktion zu. Insbesondere die Erntelogistik der Silomais- oder GPS -Ernte bewirkt einen hohen Fahrspuranteil auf dem Feld [79]. Die Humusbilanz zeigt für die wichtigen Energiepflanzen Silomais und GPS ohne die Rückführung von Gärresten stark negative Salden auf. Werden Gärreste auf die entsprechenden Flächen zurückgeführt, können ausgeglichene Salden erreicht werden [80]. Für Silomais als wichtigste Energiepflanze in der Biogasproduktion lässt sich feststellen, dass der Schadstoffeintrag über Pflanzenschutzmittel im Vergleich zu Marktfrüchten im Durchschnitt geringer ist [33]. Die ausgeprägte Standortabhängigkeit bei sehr eingeschränkter Datenverfügbarkeit der dargestellten Parameter verhindern eine Berücksichtigung des Wirkendpunkts „Boden“ im Rahmen eines regionalen Analyseansatzes der Biogasproduktion.

¹⁰Dies ist im Rahmen der Biogasproduktion nur für Zündstrahl-BHKW relevant.

Einflüsse auf den Wirkendpunkt „Wasser“ können durch Nährstoffüberschüsse (vgl. Kapitel 1.3.3) oder durch Sedimenteinträge erfolgen. Sedimente in Oberflächengewässer sind im Zusammenhang mit dem Anbau von Energiepflanzen anzusprechen. Als besonders erosionsgefährdete Energiepflanzen gelten insbesondere Reihenkulturen wie Silomais und Zuckerrüben, die als Sommerungen zusätzlich durch eine fehlende Bodenbedeckung im Herbst und Winter gekennzeichnet sein können [81].

Kapitel 1.3.4 thematisiert den Verbrauch fossiler Energieträger im Zusammenhang mit dem Wirkendpunkt „Ressourcenverbrauch“. Da negative Auswirkungen auf die Biodiversität in der Regel mit der Ausdehnung des Anbaus von Silomais in Verbindung gebracht werden, werden diese in Kapitel 1.3.2 aufgegriffen. Der Themenkomplex Landnutzung wird bereits partiell im Rahmen der ökonomischen Auswirkungen der Biogasproduktion auf Agrarregionen (Kapitel 1.2.2) behandelt. Während die Energiepflanzenproduktion für Biokraftstoffe Nachhaltigkeitskriterien unterworfen ist, um (direkte) Landnutzungsänderungen (LUC) zu verhindern [82], fehlen solche Vorgaben für die Biogasproduktion in Deutschland bzw. erhalten im Rahmen einer Verordnungsermächtigung [25] Einzug in die gesetzlichen Fördergrundlagen. Im Gegensatz zu Kapitel 1.2.2 und Landnutzungsänderungen in Deutschland soll an dieser Stelle der Betrachtungsraum um eine internationale Perspektive erweitert werden. Im Zusammenhang mit der Novelle der europäischen Renewable Energy Directive (RED), die einen Anteil erneuerbarer Energien am gesamten europäischen Energieverbrauch von 20% und einen Anteil in Höhe von 10% innerhalb des europäischen Transportsektors als verbindliche Ziele definiert, wurde die Aufnahme von iLUC -Faktoren in die Berechnung der THG-Minderungsanforderung¹¹ an Biokraftstoffe diskutiert [83]. Indirekte Landnutzungsänderungen sind als Landnutzungsänderungen definiert, die durch den Ausbau der Bioenergienutzung in Regionen außerhalb einer Bezugsregion indu-

¹¹Der Themenkomplex iLUC könnte auch dem Wirkendpunkt „Luft“ (Treibhausgase) zugeordnet werden, da der Ursprung des Sachverhalts jedoch auf Landnutzungsänderungen beruht, wird er im Rahmen der Ausführungen zum Wirkendpunkt „Ressourcenverbrauch“ erörtert.

ziert werden [84]. Ihr Einfluss auf die Bewertung der Treibhausgasemissionen von Biokraftstoffen kann erheblich sein und bisweilen das Einsparpotential gegenüber fossilen Energieträgern umkehren [85]. Die Quantifizierung von Flächenumnutzungen, d.h. wie viel ha einer Nahrungs- oder Futtermittelkultur werden pro ha Anbaufläche für Bioenergie verdrängt, kann entweder über „Daumenregeln“ oder unter Berücksichtigung von Preisen und Elastizitäten alternativer Güter im Rahmen von partiellen bzw. allgemeinen volkswirtschaftlichen Gleichgewichtsmodelle erfolgen [86]. Anschließend können die ermittelten Flächenwerte mit Emissionsfaktoren in Abhängigkeit der Vornutzung belegt werden. Die Integration von iLUC-Faktoren in die Berechnung von Treibhausgasbilanzen ist aus der Perspektive der Datenqualität und -verfügbarkeit sowie methodischer Unzulänglichkeiten als schwierig in der Umsetzung zu beurteilen [87, 88]. Es gilt weiterhin, dass 1 ha Biomasseanbau für energetische Zwecke nicht 1 ha verdrängter Anbaufläche für Nahrungs- oder Futtermittel entsprechen muss, da Effekte wie z.B. Rekultivierung von Stilllegungsflächen oder Maßnahmen zur Intensivierung das Verhältnis beeinflussen [85]. So stellt auch [89] fest, dass der iLUC Effekt zwar vorhanden, jedoch die Quantifizierung unsicher ist. Aus den genannten Gründen werden iLUC Effekte bei der Ermittlung der THG Emissionen in Kapitel 6 lediglich im Form von Szenariorechnungen berücksichtigt.

1.3.2 Ökologische Auswirkungen von Silomais als

Vorzugssubstrat sowie anderer Energiepflanzen im Rahmen der Biogasproduktion

Silomais ist mit Abstand der am häufigsten eingesetzte nachwachsende Rohstoff für die Biogasproduktion [64]. Die niedrigen Produktionskosten bei im Vergleich zu anderen Substraten hohen spezifischen Methanhektarerträgen sind hierfür ausschlaggebend [90, 91]. Die hohe ökonomische Vorzüglichkeit erlaubt weite Transportdistanzen und schränkt damit den Einsatz auch für Biogasanlagen mit ei-

ner hohen installierten Leistung nicht ein [53]. Insbesondere die Ausdehnung des Silomaisanbaus wird jedoch, aus ökologischer Perspektive, mit negativen Auswirkungen in Verbindung gebracht [92]. Basierend auf Modellberechnungen geht [93] bei einer weiteren Ausdehnung der Silomaisanbaufläche von einer Reduktion von Vogelbrutpaaren, die auf landwirtschaftlichen Flächen beheimatet sind, in Höhe von 10% aus. Im Zusammenhang mit dem Ausbau der Biogasproduktion und dem damit einhergehenden Bedarf an Silomaisanbaufläche kann, insbesondere für den Nordwesten Deutschlands, festgestellt werden, dass dieser zu Lasten des Dauergrünlands erfolgt ist [41]. Dauergrünland ist jedoch hinsichtlich der C-Sequestrierung [94] und des Artenreichtums [95] von hohem ökologischen Wert. Generell kann jedoch eine Verschlechterung der Biodiversität im Zusammenhang mit dem Silomaisanbau nicht postuliert werden [96]. Im Kontext einer zu erwartenden Intensivierung landwirtschaftlicher Produktionssysteme im Allgemeinen ist mit einem geringen Einfluss der Biogasproduktion auf eine Veränderung der Biodiversität im Speziellen zu rechnen [97]. Weiterhin sind Auswirkungen auf die Biodiversität immer von einer hohen Standortabhängigkeit geprägt [98], was die Anwendbarkeit in einem überregionalen Bewertungsansatz deutlich erschwert. Die Ökobilanz als Bewertungsmethode ist ebenfalls nur bedingt geeignet, um Effekte des Energiepflanzenanbaus auf die Biodiversität zu quantifizieren [99]. Daher wird im Rahmen der vorliegenden Arbeit die Umweltwirkung „Biodiversität“ nicht näher beleuchtet.

Zum Silomais alternative Energiepflanzen müssen durch hohe TM-Erträge charakterisiert sein, da diese wesentlich den Methanhektarertrag und damit die ökonomische und ökologische Konkurrenzfähigkeit der Kultur determinieren [100]. Während der TM-Ertrag vom Ertragspotential eines Standorts limitiert ist, ergeben sich zusätzlich in Abhängigkeit der stofflichen Zusammensetzung der Energiepflanzen unterschiedliche spezifische Methanerträge (Tabelle 1.1).

Tabelle 1.1: Spezifische Methanerträge ausgewählter Energiepflanzen.

Energiepflanze	spezifischer Methanertrag in $Nl\ kg\ oTM^{-1}$	Relativ zu Silomais in %
Maissilage	340	100
Sorghumsilage	320	94
Getreide GPS	330	97
Grünroggensilage	320	94
Zuckerrübensilage	360	106
Getreidekorn	380	112
Grassilage	320	94

Quelle: verändert nach [101]

Im Rahmen einer Expertenbefragung schätzen die Teilnehmer die zweit ertragsstärkste Kultur nach Silomais je nach Standort unterschiedlich ein. So wird beispielsweise für Mecklenburg-Vorpommern und Thüringen Wintertriticale, für Baden-Württemberg, Bayern, Brandenburg, Sachsen-Anhalt und Sachsen Sorghum und für Niedersachsen Ackerfuttergras genannt [102]. Die Praxis zeigt eine weite Verbreitung von Gras (10%), GPS-Getreide (7%) und Getreidekorn (4%) als nachwachsende Rohstoffe in der Biogasproduktion [20]¹². Um den Ansprüchen landwirtschaftlicher Tourismusregionen gerecht zu werden, lassen sich über partizipative, integrative und räumliche Planungsansätze Blühmischungen als geeignetes Substrat für die Biogasproduktion identifizieren [103]. Für aus der Sicht der Biodiversität besonders wertvolle perenierende Anbausysteme¹³ zeigt [104] für Wales ein hohes Potential der Energiebereitstellung einhergehend mit hohen Agrarökosystemdienstleistungen.

Die Zuckerrübe als Energiepflanze für die Biogasproduktion eignet sich ausgehend von ihrer stofflichen Zusammensetzung, die von leicht vergärbaren Bestandteilen geprägt ist und einen höheren spezifischen Methanertrag als Silomais aufweist (Tabelle 1.1), gut für die Produktion von Biogas [105]. Die Verweilzeit im Fermenter beträgt zwischen 6 und 8 Tagen, was im Gegensatz zu Silomais (12-18

¹²Prozentangaben beziehen sich auf den Energieanteil der jeweiligen Kultur, bezogen auf den gesamten Energieanteil nachwachsender Rohstoffe in der Biogasproduktion in Deutschland.

¹³Im Rahmen der Studie wird Landschaftspflegematerial untersucht.

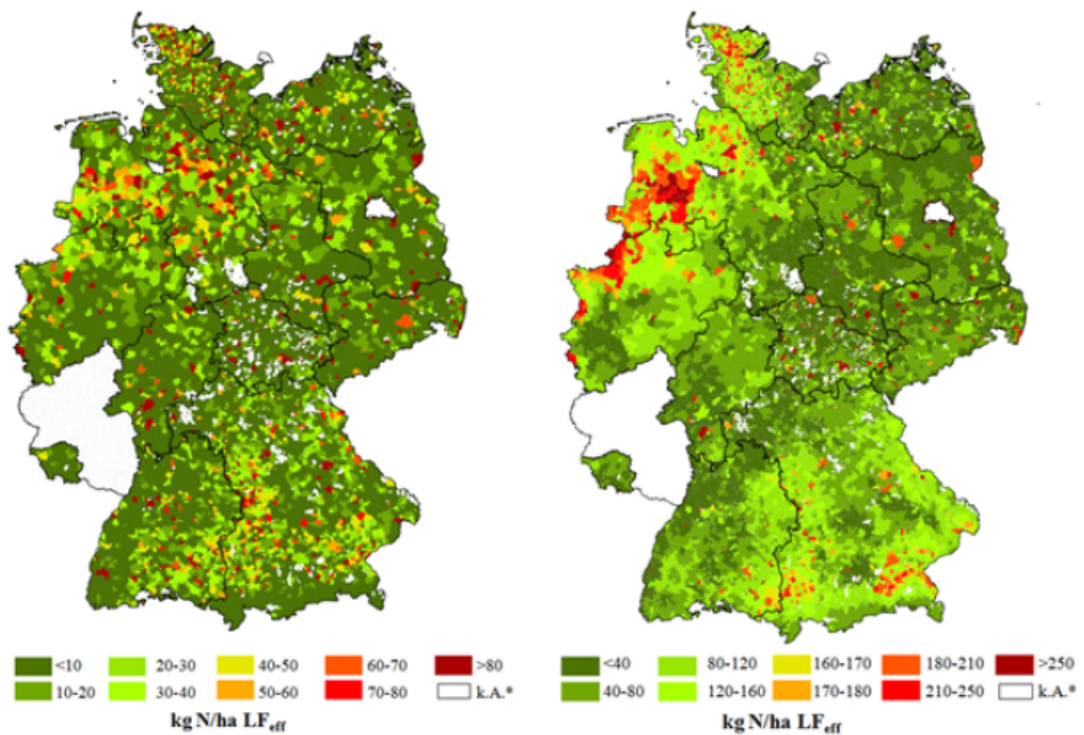
Tage) eine bessere Effizienz des Konversionsprozesses andeutet [106]. Der Anbau von Zuckerrüben ist, im Gegensatz zu alternativen Ackerkulturen in Deutschland, durch eine sehr hohe Flächeneffizienz, d.h. eine gute Ausnutzung der ertragsbildenden Faktoren Wasser, Licht und Nährstoffe, gekennzeichnet [107]. So weisen Zuckerrüben im Rahmen eines Versuchs in Süddeutschland den zweithöchsten Methanhektarertrag nach Silomais auf [108]. Die zukünftig zu erwartende steigende CO₂-Konzentration in der Atmosphäre begünstigt C3-Pflanzen in Bezug auf die Entwicklung des Ertragspotentials mehr als C4-Pflanzen. Weiterhin wird das zukünftige Ertragspotential der Zuckerrübe als zweijährige Nutzpflanze durch den zu erwartenden Temperaturanstieg erhöht, da im Gegensatz zu einjährigen Nutzpflanzen der Abreifeprozess im ersten Anbaujahr nicht vorzeitig beendet wird [109]. Im Rahmen einer Untersuchung der Biogasproduktion unter englischen Rahmenbedingungen ermittelt [51] für Zucker- und Futterrüben die höchsten Deckungsbeiträge je Hektar Anbaufläche, wenn diese Leistungen aus dem Verkauf des Biogasstroms berücksichtigen. Werden für die Zuckerrübe vergleichsweise günstige Annahmen, wie z.B. niedrige Lagerverluste oder hohe Methanhektarerträge, getroffen, kann die Vergärung von Zuckerrüben auch in Deutschland ein ökonomisch vorzüglicheres Ergebnis liefern als die Vergärung von Silomais [110]. Viele Untersuchungen haben sich mit der ökonomischen Bewertung und Optimierung des Zuckerrübeneinsatzes in der Biogasproduktion befasst. Dabei ist eine überregionale und gleichzeitig standortabhängige sowohl ökologische als auch ökonomische Bewertung der Zuckerrübe jedoch noch nicht erfolgt.

1.3.3 Nährstoffkonzentrationen in ausgewählten Regionen

Deutschlands

Die landwirtschaftliche Produktion im Allgemeinen sowie die Tierhaltung und Biogaserzeugung im Speziellen stellen wichtige Quellen von Nährstoffeinträgen in Fließgewässer und Grundwasser dar [111]. Insbesondere der umfassende Ausbau

des Anbaus von Energiepflanzen für die Biogasproduktion wird mit Nährstoff- und Schadstoffeinträgen in Grund- und Oberflächengewässer in Verbindung gebracht [112, 113]. Deutschland war gemäß der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie verpflichtet bis zum Jahr 2015 einen „guten Zustand“ der Gewässer zu erreichen, sofern keine Fristverlängerung bis maximal in das Jahr 2027 in Anspruch genommen werden soll [114]. Für Deutschland lassen sich noch Umsetzungsdefizite feststellen [115]. Aus der Perspektive des landwirtschaftlichen Fachrechts wird derzeit an der Novellierung der DüV gearbeitet, um insbesondere Nitratreinträge aus der Landwirtschaft weiter zu reduzieren. Dies tangiert die Biogasproduktion insofern, dass auf die Ausbringungsobergrenze von Stickstoff tierischer Herkunft in Höhe von 170 kg N ha^{-1} in Zukunft auch Stickstoff pflanzlicher Herkunft angerechnet werden sollen [116].



Quelle: [117]

Abbildung 1.5: Regionaler Anfall an anzurechnendem Stickstoff aus Gärresten pflanzlicher Herkunft auf Gemeindeebene in $\text{kgN haLF}_{\text{eff}}^{-1}$ im Jahr 2011 (links) sowie regionaler Anfall an anzurechnendem Stickstoff aus Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft und Gärresten pflanzlicher Herkunft auf Gemeindeebene in $\text{kgN haLF}_{\text{eff}}^{-1}$ im Jahr 2010 und 2011 (rechts).

Anmerkungen: haLF_{eff} : LF auf die Gärreste und Wirtschaftsdünger ausgebracht werden können, d.h. LF abzüglich Sonder- und Dauerkulturf Flächen; *k.A.: Aus datenschutzrechtlichen Gründen keine Angaben vorhanden.

Abbildung 1.5 zeigt die regionale Nährstoffkonzentration, dabei erreichen erwartungsgemäß Regionen mit hohem Viehbesatz insbesondere in Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen die Ausbringungsobergrenze bereits in der heute geltenden Fassung der DüV. Durch die förderpolitischen Anreize der Vergangenheit hat sich in den genannten Regionen auch eine hohe Biogasproduktionsintensität etabliert, so dass sich die Konzentration des organischen Stickstoffs in diesen Gebieten weiter verschärft hat (Abbildung 1.5: rechte Seite). Regionale Nährstoffkonzentrationen und damit potentielle ökonomische Auswirkungen auf landwirtschaftliche Betriebe und Biogasproduzenten werden daher für die Bundesländer

Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen in Kapitel 3 im Detail aufgegriffen.

1.3.4 Klima- und Energieeffizienz der Stromproduktion aus Biogas

Da der Verbrauch kohlenstoffhaltiger fossiler Energieträger und der Ausstoß schädlicher Treibhausgase grundsätzlich in einem engen Zusammenhang stehen, werden diese Auswirkungen ebenfalls in diesem Unterkapitel behandelt. Wesentlicher Grund der ökonomischen Förderung der Stromproduktion aus Biogas sind die damit verbundenen, im Vergleich zu fossilen Energieträgern, niedrigeren THG-Emissionen [118]. Die wichtigste Emissionsquelle fossiler Brennstoffe ist der Brennstoff¹⁴ selbst [119], da der für die Energiegewinnung essentielle Kohlenstoff durch den Verbrennungsprozess im Wesentlichen in CO_2 und Wasserdampf umgewandelt wird. Im Gegensatz dazu wird im Verbrennungsprozess des Methans im BHKW zur Stromproduktion aus Biogas nur derjenige Kohlenstoff freigesetzt, der zuvor durch das Wachstum der Energiepflanze oder dem Futtermittel¹⁵ aus der Atmosphäre aufgenommen wurde. Bei der Produktion nachwachsender Rohstoffe werden jedoch meist fossile Energieträger, z.B. in Form von Treibstoff oder Mineraldünger, eingesetzt. Im Rahmen der gesamten Prozesskette „Stromproduktion aus Biogas“ können weiterhin, im Vergleich zu CO_2 , treibhausgasschädlichere Kohlenstoffverbindungen freigesetzt werden. Beispielsweise kann CH_4 , das im Fermentationsprozess gebildet wird, als Methanschlupf in der Biogasanlage oder im BHKW entweichen [118] und nicht als Verbrennungsprodukt (CO_2) in die Umwelt abgegeben werden. Als weitere CH_4 -Emissionsquelle können nicht abgedeckte Gärrestlager oder ausgelöste Überdruckventile genannt werden [120]. Der Einsatz von N-Düngern intensiviert die Ausgasung von N_2O aus landwirtschaftlich genutzten Böden. Wesentlichen Einfluss auf die Klimaeffizienz, d.h. die Produktion von $1 \text{ kWh}_{\text{el}}$ Strom mit möglichst geringen THG Emissionen, von Biogasanlagen

¹⁴Beispielsweise sollen Braun- und Steinkohle oder Erdgas genannt werden.

¹⁵Für den Fall das Wirtschaftsdünger vergärt wird.

hat die gewählte Substratgrundlage [121]. Die Vergärung von Wirtschaftsdünger (Kaskadennutzung) ist dabei als besonders positiv hervorzuheben [122]. Die Klimagaseffizienz der Biogasproduktion auf Grundlage von Energiepflanzen variiert ebenfalls in Abhängigkeit der gewählten Energiepflanze [123]. Eine Optimierung der Klimaeffizienz von Biogasanlagen durch die Analyse unterschiedlicher Energiepflanzen ist demnach auch im Sinne einer nachhaltigen Biogasproduktion sinnvoll.

Die Energieeffizienz, in der vorliegenden Arbeit als der Einsatz fossiler Energie zur Produktion einer Energieeinheit Strom aus Biogas, wird zum einen von der Effizienz des Konversionsprozesses bestimmt und zum anderen von der Substratwahl. Der Konversionsprozess steht jedoch nicht im Fokus der Betrachtung. Als Einflussfaktoren können aber die hydraulische Verweilzeit [124], die Prozessbiologie, die Gasverwertung (insbesondere: Wirkungsgrad des BHKWs und Methanschlupf), der Gärrückstand (Restgaspotential), die Methanverluste und der Eigenenergieverbrauch (insbesondere der Eigenstrombedarf) der Anlage genannt werden [125]. Die Energieeffizienz der Substratproduktion wird hauptsächlich durch das Produktionssystem (vgl. insbesondere N-Dünger Einsatz) und dem Treibstoffbedarf für die Produktion und den Transport der Energiepflanze bestimmt [126].

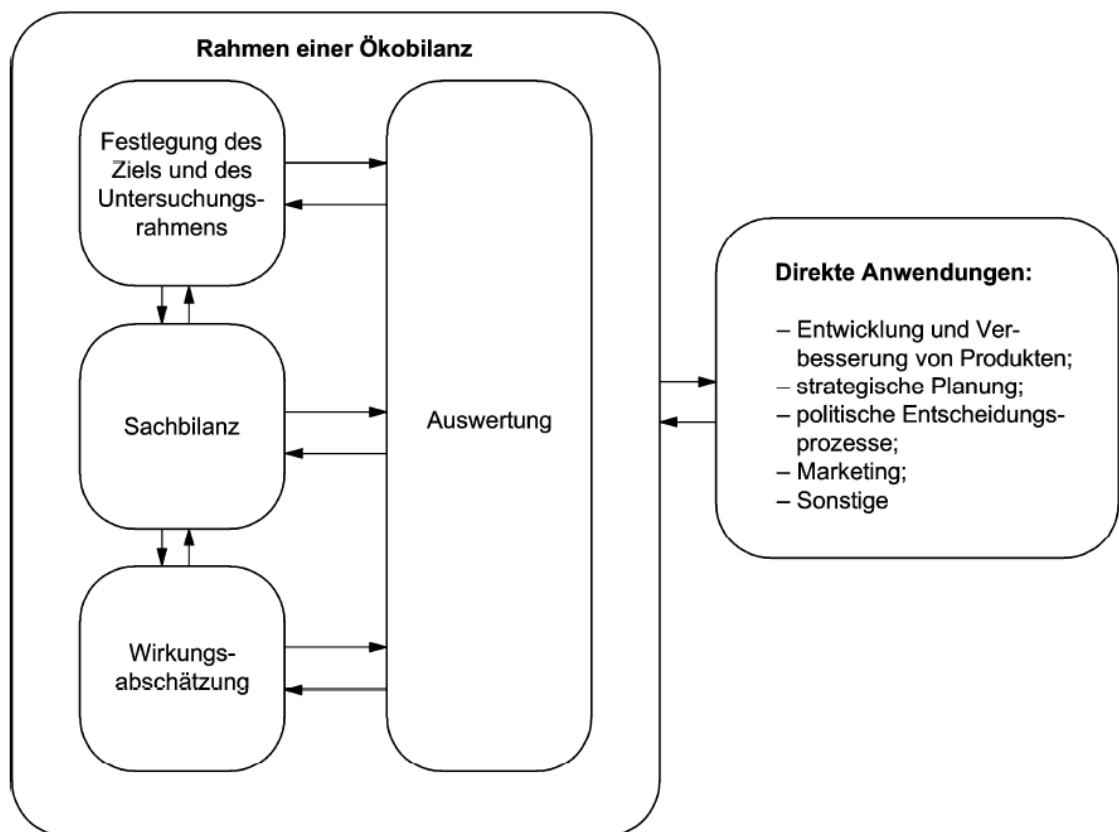
1.3.5 Die Ökobilanz als Methode zur Bewertung von Umweltwirkungen

Die normative Grundlage der Ökobilanz¹⁶ gemäß ISO 14040:2006 wird wie folgt definiert:

„Die Ökobilanz ist eine Zusammenstellung und Beurteilung der Input- und Outputflüsse und der potentiellen Umweltwirkungen eines Produktsystems im Verlauf seines Lebensweges.“

¹⁶Die Begriffe Ökobilanz und life cycle analysis werden synonym verwendet.

Die Ursprünge der Ökobilanz gehen zurück in die 1970iger Jahre, die durch ein aufkommendes umweltpolitisches Interesse gekennzeichnet waren [127, 128]. Erste Anwendungsbeispiele für Ökobilanzen waren im Bereich der Bewertung von Getränkeverpackungen [129, 130]. Das Anwendungsspektrum hat sich bis heute auf nahezu alle Güter und Dienstleistungen vergrößert. Beispielhaft sind die Nahrungsmittelproduktion [131], die Stromproduktion aus erneuerbaren Energiequellen [132], das Bauwesen [133] oder Abfallmanagement Systeme [134] zu nennen. Weiterhin ist die Ökobilanz seit der Verabschiedung der ISO Normen 14040 und 14044 die einzige international genormte Methode zur Untersuchung potentieller Umweltwirkungen von Produktsystemen [127].



Quelle: [135]

Abbildung 1.6: Inhalte und Anwendungsbereiche einer Ökobilanz

Eine Ökobilanz ist grundsätzlich in vier unterschiedliche Phasen eingeteilt (Abbildung 1.6). In einem ersten Schritt wird das Ziel der Bilanzierung und der

Untersuchungsrahmen festgelegt. Der Untersuchungsrahmen umfasst dabei eine Beschreibung des Produktsystems, die Definition der technischen, geographischen und zeitlichen Systemgrenze, die Festlegung der funktionellen Einheit, die Einschätzung der Datenverfügbarkeit und die damit verbundene Tiefe der Studie, die Art der Wirkungsabschätzung, die Bewertung/Gewichtung der Wirkungskategorien, die kritische Würdigung sowie die Festlegung weiterer Angaben wie z.B. Allokationsverfahren und die Art und der Aufbau des Berichts [127]. Der Festlegung der funktionellen Einheit kommt eine besondere Rolle zu, da alle Ergebnisse der Ökobilanz darauf bezogen werden. Alle In- und Outputs der Sachbilanz nehmen ebenfalls Bezug auf die funktionelle Einheit, wodurch das Wirkungsabschätzungsprofil maßgeblich mit beeinflusst wird [135].

Die Sachbilanz ist definiert als derjenige Bestandteil der Ökobilanz, der die Inputs und Outputs eines gegebenen Produkts im Verlauf seines Lebensweges zusammenstellt [135]. Als kleinste Bezugseinheit dienen Prozessmodule, deren Aneinanderreihung in Form eines Systemfließbildes das gesamte Produktsystem ergibt [127]. Dabei sind auch In- und Outputs von zweitrangigen Prozessmodulen zu berücksichtigen. Beispielsweise kann nicht nur der direkte Transport eines Gutes von Relevanz sein, sondern auch die Stahlproduktion für die Produktion des Transportfahrzeuges selbst [136]. Abschneideregeln bestimmen, inwieweit auch für das Endprodukt unbedeutende Inputs berücksichtigt werden müssen [127]. Fallen im Lebensweg eines Produkts Koppelprodukte an oder werden Bestandteile recycled bzw. entsorgt, müssen die Umweltwirkungen auf die entstehenden Nebenprodukte alloziiert werden. Die Allokation sollte durch Systemerweiterungen oder die Unterteilung in Teilprozesse wenn möglich vermieden werden. Wenn dies nicht möglich ist, sollen die In- und Outputs in Abhängigkeit physikalischer Beziehungen, wenn dies ebenso nicht möglich ist nach anderen, z.B. ökonomischen Beziehungen, auf die Teilprojekte verteilt werden. Ein einheitliches Allokationsverfahren muss angewandt werden [137]. Das Allokationsverfahrens kann die Ergebnisse von Ökobilanzen stark beeinflussen. Beispielsweise können für die

Stromerzeugung auf Rapsölbasis die THG-Emissionen 0,604 (ökonomische Allokation auf Basis von Erlösen), 0,477 (physikalische Allokation auf Basis des Energiegehalts), 0,567 (Gutschrift für eingespartes Sojafuttermittel) oder 0,293 kgCO₂eq kWh_{el} (Gutschrift für eingespartes Erbsenfuttermittel) betragen [138].

Der dritte Teil einer Ökobilanz wird als Wirkungsabschätzung bezeichnet. Hier erfolgt die Beurteilung der Bedeutung potentieller Umweltwirkungen basierend auf den Ergebnissen der Sachbilanz [135]. Dabei wird zwischen obligatorischen Bestandteilen:

- Auswahl der Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Charakterisierungsmodellen
- Zuordnung der Sachbilanzergebnisse (Klassifizierung)
- Berechnung der Wirkungsindikatorenwerte (Charakterisierung)

sowie optionalen Bestandteilen:

- Berechnung des Betrages von Wirkungsindikatorenwerten im Verhältnis zu einem oder mehreren Referenzwerten (Normierung)
- Ordnung
- Gewichtung

unterschieden [127]. Die Auswahl der Wirkungskategorien (Tabelle 1.2) orientiert sich an der Zielstellung und dem Untersuchungsrahmen [137].

Tabelle 1.2: Beispielhafte Auswahl verschiedener Wirkungskategorien.

Inputbezogen	Outputbezogen	Toxizitätsbezogen	Belästigungen
Abiotische Ressourcen, Biotische Ressourcen, Naturraumbeanspruchung bzw. "land use"	Klimaänderung, Stratosphärischer Ozonabbau, Bildung von Photooxidantien, Versauerung, Eutrophierung	Humantoxizität, Ökotoxizität, Radioaktivität	Geruch, Lärm

Quelle: verändert nach [139]

Wirkungsindikatoren stellen eine quantifizierbare Größe der Wirkungskategorie dar. Beispielsweise kann für die Wirkungskategorie „Klimaänderung“ der Wirkungsindikator „Verstärkung der Infrarotstrahlung (radioactive forcing)“ benannt werden. Als Charakterisierungsmodell kann das „Szenario Baseline über 100 Jahre“ des IPCC für diese Wirkungskategorie angegeben werden [137]. Die in der Sachbilanz gesammelten Massen werden im Rahmen der Klassifizierung den entsprechenden Wirkungskategorien zugeordnet. Im Beispiel „Klimaänderung“ würden dies die Massen der einzelnen Treibhausgase (CO_2 , CH_4 , N_2O u.a.) umfassen [127]. Der Wirkungsindikatorwert, ausgedrückt durch die Einheit des Wirkungsindikators ist dementsprechend „ $\text{kgCO}_2\text{eq fE}^{-1}$ “, was die Umrechnung auf eine gemeinsame Einheit einzelner klassifizierter Sachbilanzergebnisse voraussetzt. Zur Umrechnung werden Charakterisierungsfaktoren (z.B. für CO_2 : 1, CH_4 : 28, N_2O : 265 kgCO_2eq [140]) benötigt [127].

Als optionaler Bestandteil einer Ökobilanz kann die Normierung, d.h. der Bezug der Wirkungsindikatorenwerte auf Referenzwerte, integriert werden. Dadurch soll ein besseres Verständnis der relativen Größenordnung jedes Indikatorwertes des zu untersuchenden Produktsystems erreicht werden [137]. Beispielsweise können die THG-Emissionen der deutschen Stromproduktion auf die gesamt erfassten THG-Emissionen bezogen und als Relativzahl dargestellt werden. Ebenfalls optional ist die „Ordnung“, die eine Einordnung und eventuelle Rangbildung der Wirkungskategorien beinhaltet [127]. Der letzte optionale Bestandteil „Gewichtung“ ist für Ökobilanzen, die für die Öffentlichkeit zugänglich sein sollen und vergleichende Aussagen zwischen unterschiedlichen Produktsystemen beinhalten, nicht zugelassen. Die „Gewichtung“ sieht vor, dass unterschiedliche Wirkungsindikatorenwerte mittels numerischer Faktoren, die ihrerseits wiederum auf Werthaltungen basieren, in Indikatorwerte umgewandelt werden und ggf. zu einem Gesamtindikatorwert zusammengefasst werden [137].

1.4 Notwendigkeit einer standortspezifischen Analyse der Biogasproduktion

Ökonomische und ökologische Auswirkungen landwirtschaftlicher Systeme und Konsequenzen bei veränderten Produktionssystemen auf die Agrarwirtschaft im Ganzen oder auf bestimmte Regionen können mit Hilfe von Simulationsmodellen¹⁷ analysiert werden. Die vorliegende Fragestellung fokussiert jedoch auf die Biogasproduktion im Speziellen, so dass ein alternativer Modellansatz notwendig ist, der die Substratbereitstellung standortspezifisch möglichst disaggregiert abbilden kann.

Nachfolgend soll daher ein Modellansatz vorgestellt werden, der die regionalisierte Optimierung von Bestandsanlagen beinhaltet, da von einem nennenswerten Zubau an Biogasanlagen, vor dem Hintergrund der derzeit geltenden Förderung der Biogasproduktion, nicht ausgegangen werden kann [43]. Für Bestandsanlagen gilt die eingangs dargestellte starke Fokussierung der Substratgrundlage auf nachwachsende Rohstoffe und Wirtschaftsdünger. Neben Verbesserungen der Anlagentechnik und des Managements sollte ein agronomischer Optimierungsansatz konsequenterweise bei der Substratwahlwahl und der -bereitstellung ansetzen, da dieser in hohem Maße das ökonomische [143, 144] und ökologische [121] Gesamtbild der Biogasanlage prägt. Weiterhin kommt einer Optimierung der Substratwahl auf Basis nachwachsender Rohstoffe große Bedeutung zu, da ein umfangreicherer Einsatz von Wirtschaftsdünger oder Bioabfällen aus bautechnischer bzw. vergütungsrechtlicher Sicht in Bestandsanlagen nicht ohne weiteres umsetzbar ist [145]. Die Wirtschaftlichkeit der Substratbereitstellung [146] und die ökologischen Auswirkungen daraus [9] werden stark von den natürlichen und infrastrukturellen Standortverhältnissen beeinflusst. Ein nationales Analysetool für die Biogasproduktion in Deutschland erfordert daher einen Modellierungsansatz, der auf möglichst detaillierte standortabhängige Variablen der Substratproduktion zu-

¹⁷vgl. hierzu RAUMIS [141] oder auch „ProLand“ [142]

rückgreifen kann.

Grundlegend für eine standortspezifische Analyse der Biogasproduktion ist eine kleinräumige Datenverfügbarkeit über Anlagenstandorte und über maßgebliche Einflussfaktoren auf die Biogasproduktion. Die empirische Grundlage der vorliegenden Arbeit wird daher im Folgenden skizziert. Standorte von Biomasseanlagen zur Stromerzeugung, die durch das EEG gefördert werden, sind öffentlich zugänglich, da die Übertragungsnetzbetreiber zu deren Veröffentlichung gemäß § 77 EEG verpflichtet sind. Dieser als Stammdaten bezeichnete Datensatz enthält je nach Übertragungsnetzbetreiber entweder eine PLZ-Angabe oder auch die Anschrift des Anlageneigentümers. Die installierte Leistung in kW_{el} ist in den Stammdaten ebenso enthalten. Eine EEG-Anlage ist eindeutig durch einen Anlagenschlüssel gekennzeichnet, so dass der Verwendung der Daten als Datenbank nichts entgegensteht. Weiterhin liegen auch sogenannte Bewegungsdaten anlagenscharf vor und können mittels Anlagenschlüssel eindeutig den Stammdaten zugeordnet werden. Diese enthalten im Wesentlichen, aufgegliedert nach Vergütungstatbeständen¹⁸, die gelieferten Strommengen einer EEG-Anlage an die Netzbetreiber. Biogasanlagen können in der Teilmenge der Biomasseanlagen für die Jahre 2000 bis 2011 auf Grundlage von eindeutig nur von Biogasanlagen beanspruchbarer Vergütungstatbestände identifiziert werden¹⁹. Für Anlagen aus dem EEG 2012 wurde vereinfachend angenommen, dass alle Biomasseanlagen als Biogasanlagen betrieben werden. Als Datenbasis zur Ermittlung von Nährstoffkonzentrationen wurde auf die Landwirtschaftszählung 2010 und eine gemeindscharfe Abfrage, die am Forschungsdatenzentrum (FDZ) durchgeführt wurde, zurückgegriffen. Für die Modellierung regionalisierter Produktionskosten wichtiger landwirtschaftlicher Energiepflanzen für die Biogasproduktion wurden landkreisspezifische Ertragsdaten des Statistischen Bundesamts verwendet [147]. Weiterhin

¹⁸Darunter sind z.B. unterschiedliche Boni für Biogasanlagen aber auch unterschiedliche Strommengen zur Abbildung des degressiven Vergütungssystems bei Biogasanlagen zu verstehen.

¹⁹vgl. beispielsweise Güllebonus nach Anlage 2 Nr. VI 2 Buchstabe b EEG 2009

wurden hierzu produktionstechnische Angaben der KTBL Datensammlung entnommen [148] und durch eigene²⁰ Versuchsdaten ergänzt [149]. Im Kontext der Beiträge zur Verteilung von Gärresten wurde via Routenplaner auf OpenStreet-Map Datensätze zurückgegriffen [150].

1.5 Zielsetzung und Hypothesen der Arbeit

Bedingt durch die Tatsache, dass derzeit mit keinem nennenswerten Zubau an Biogasanlagen gerechnet werden kann, rückt die ökonomische und ökologische Optimierung von Bestandsanlagen in den Fokus. Dieser Fragestellung widmet sich die vorliegende Arbeit. Die teilweise einseitige Rechtfertigung der Förderung nachwachsender Rohstoffe basierend auf den vergleichsweise niedrigeren THG-Emissionen [113] verdeckt möglicherweise andere Effekte, wodurch ein umfassenderer Bewertungsansatz angemessen erscheint. Die vorliegende Arbeit analysiert daher regional differenziert den Substrateinsatz der Biogasproduktion in Deutschland auf Grundlage eines linearen Modellansatzes und bewertet die ökologischen Auswirkungen der Biogasproduktion hinsichtlich Treibhausgasemissionen, Energiebilanz und Nährstoffüberschüssen auf landwirtschaftlichen Nutzflächen. Einen besonderen Fokus legt die vorliegende Arbeit auf den Einsatz von Zuckerrüben und Grünlandaufwuchs für die Biogasproduktion. Über die in den folgenden Kapiteln formulierten Hypothesen hinausgehend, sollen folgende Hypothesen geprüft werden:

- In Abhängigkeit des Standorts kann der Einsatz von Zuckerrüben und/oder Grünlandaufwuchs als Biogassubstrat die Substratbereitstellungskosten einer Biogasanlage senken.
- Die Verwendung von Substraten mit hoher energetischer Flächeneffizienz

²⁰Die Feldversuche wurden im Rahmen des Verbundprojekts „Die Zuckerrübe als Energiepflanze in Fruchtfolgen auf hochproduktiven Standorten - eine pflanzenbauliche-ökonomische Systemanalyse“ an den Standorten Aiterhofen (Bayern), Harste (Niedersachsen) und Etzdorf (Sachsen-Anhalt) von den Projektpartnern durchgeführt.

verbessert die ökologischen Auswirkungen der Biogasproduktion im Sinne der Treibhausgasemissionen je kWh_{el} und des Nährstoffanfalls auf landwirtschaftlich genutzten Flächen.

Weiterhin soll der entwickelte räumliche Modellansatz eine Entscheidungsunterstützungsfunktion für Politik und Gesellschaft anbieten, um die Auswirkungen veränderter Förderbedingungen auf existierende Biogasanlagen prognostizieren zu können.

1.6 Aufbau der Arbeit

Die Arbeit ist wie folgt aufgebaut. Kapitel 1 führt in die Thematik Biogasproduktion in Deutschland ein und stellt dabei wichtige ökonomische Zusammenhänge, die Integration einer Biogasanlage in einen landwirtschaftlichen Betrieb sowie die Auswirkungen der Biogasproduktion auf die Umwelt dar. Kapitel 2 und 3 befassen sich mit dem Anfall von organischem Stickstoff aus der Tierhaltung und der Vergärung von Energiepflanzen im Kontext einer novellierten Düngeverordnung. In Kapitel 2 wird hierzu ein Verteilalgorithmus für Nährstoffe auf Gemeindeebene vorgestellt, der in der Untersuchungsregion Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen angewandt wird. Das folgende Kapitel 3 kombiniert den Algorithmus mit einer Expertenbefragung zum Abgleich der zusätzlichen Verbringungskosten je m³ Wirtschaftsdünger. Weiterhin werden in Kapitel 3 die betriebswirtschaftlichen Auswirkungen erhöhter Verbringungskosten für Biogasanlagen und Verdelungsbetriebe im Rahmen einer Monte Carlo Analyse quantifiziert. Die folgenden Kapitel 4, 5 und 6 befassen sich mit einem ökonomisch-ökologischen Modellansatz zur Analyse des standortabhängigen Substrateinsatzes und der ökologischen Auswirkungen der Stromproduktion aus Biogas auf Treibhausgasemissionen und der Energiebilanzierung der Biogasproduktion auf nationaler Ebene. Dabei zeigt Kapitel 4 die Grundzüge des Modellansatzes auf und Kapitel 5 legt den Fokus verstärkt auf den Zuckerrübeneinsatz in Biogasanlagen. Mögliche Auswirkungen auf den Substrat-

einsatz, die Treibhausgasemissionen und die Energiebilanz werden im Rahmen von Szenariorechnungen analysiert. Kapitel 6 erweitert das Modell einerseits um das Produktionsverfahren „Grünland“ und rückt andererseits ein zu erreichendes Treibhausgasminderungspotential für Strom aus erneuerbaren Energiequellen in den Blickpunkt. Die Arbeit schließt in Kapitel 7 mit der Diskussion der verwendeten Datengrundlagen, der methodischen Ansätze sowie der Ergebnisse und daraus resultierender Schlussfolgerungen.

Alle Berechnungen der vorliegenden Arbeit wurden mit der Statistik und Datenverarbeitungssoftware **R**²¹ [151] oder der GIS Software ArcMap²² durchgeführt.

²¹R version 3.0.2 (2013-09-25) – "Frisbee Sailing"

²²Version 10.3

Kapitel 2

GIS basierte Modellierung von Transportdistanzen für Wirtschaftsdünger im Kontext der zu novellierenden Düngeverordnung

Sebastian Auburger und Enno Bahrs

Der Originalbeitrag ist in ähnlicher Form in Lecture Notes in Informatics (LNI),
Band 253, 2016: Seiten 21-24 erschienen.

Der Abdruck erfolgt mit freundlicher Genehmigung des Verlages.

Beitrag eingereicht am: 29.08.2015

Beitrag angenommen am: 10.12.2015

Beitrag veröffentlicht am: 22.02.2016

2.1 Einleitung

Damit ein noch besserer Zustand aller Gewässer in der EU bzw. in Deutschland bis 2015, in Ausnahmefällen bis 2027, erreicht wird [114], muss die bestehende Düngeverordnung (DüV) im Kontext der EU-Nitratrichtlinie novelliert werden. Der Entwurf sieht derzeit u.a. vor, dass Stickstoff (N) aus organisch und organisch-mineralischen Düngemitteln im Durchschnitt $170 \text{ kgN haLF}^{-1}$ und Betrieb nicht überschreiten darf [152]. Dies schließt im Gegensatz zur derzeit geltenden Fassung auch Gärreste pflanzlicher Herkunft aus Biogasanlagen mit ein. Bereits im Rahmen der gegenwärtig maßgeblichen DüV kommt es insbesondere in Teilen Niedersachsens sowie Nordrhein-Westfalens zu durchschnittlichen Überschreitungen der 170 kg N Grenze auf Gemeinde- oder Landkreisebene mit daraus resultierenden hohen Verbringungsdistancen und -kosten von organischem N. Für diese Überschussregionen ist mit einer novellierten DüV mit einer sich weiter verschärfenden Flächenknappheit bzw. ansteigenden Transportdistancen zu rechnen. Im Folgenden sollen die zusätzlichen Verbringungskosten durch die novellierte DüV für Gülle und Gärreste kalkuliert werden. Die Analysen beschränken sich auf die Untersuchungsregion Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen.

2.2 Datengrundlage und Methodik

Die räumliche Bezugseinheit der Transportkostenmodellierung stellt die Gemeinde dar, die als aggregierter Regionshof betrachtet wird. Für sie werden, basierend auf Tierzahlen und Flächenangaben der Landwirtschaftszählung 2010, N Frachten aus der Tierproduktion berechnet. Weiterhin liegen die Standortdaten und Leistungsangaben von 2.610 Biogasanlagen innerhalb der Untersuchungsregion vor. Mit Hilfe standardisierter Substratzusammensetzungen in Abhängigkeit vom EEG-Bonussystem einzelner Anlagen wird zusätzlich der N Anfall aus Gärresten pflanzlicher Herkunft berechnet und zur gesamten N Fracht auf Gemeindeebene

aufsummiert [117].

2.2.1 Algorithmus

Der Algorithmus zur Verteilung der Nährstoffe prüft in einem ersten Schritt, ob eine Gemeinde die 170 kg N Grenze überschreitet. Ist dies der Fall, wird diejenige Gemeinde mit der höchsten relativen Belastung je Hektar identifiziert und die nächste Nachbargemeinde mit freier Aufnahmekapazität berechnet. Der Algorithmus berechnet anschließend die zu transportierende N Fracht, die sich aus der maximalen Aufnahmefähigkeit (Erreichen der 170 kg N Grenze der empfangenden Gemeinde) oder der minimalen N Fracht (Erreichen der 170 kg N Grenze der abgebenden Gemeinde) ergibt. Anschließend werden die N Belastungen der betreffenden Gemeindepaare aktualisiert und der Algorithmus prüft erneut, ob eine Gemeinde den Grenzwert überschreitet (Schleife). Das Abbruchkriterium ist erreicht, wenn die relative N Belastung je Hektar LF für jede Gemeinde unterhalb des Grenzwertes liegt.

2.2.2 Verwendete Nachbarschaftsbeziehungen

Nachbarschaftsbeziehungen wurden i) als GIS basierte Luftlinienentfernungen zwischen den Gemeindemittelpunkten sowie ii) als Straßenentfernungen basierend auf OpenStreetMap Karten ermittelt. Luftlinienentfernungen wurden innerhalb des GIS ArcMap berechnet. Für die Berechnung von Straßenentfernungen wurde via R script [151] online auf einen Routenplaner (yournavigation.org) zugegriffen. Basierend auf den Längen- und Breitengraden der Gemeindemittelpunkte als Start- und Endpunkte wurden die entsprechenden Entfernungen zwischen den Gemeinden berechnet. Vorab wird geprüft ob die Anfrage erfolgreich durchgeführt werden konnte, d.h. ein auswertbares Ergebnis vorliegt. Nicht erfolgreiche Anfragen werden mit „NA“ kodiert und anschließend ebenfalls den Gemeindepaaren zugewiesen. Um eine vollständige Verteilung der N Frachten innerhalb des Unter-

suchungsgebietes gewährleisten zu können, mussten Nachbarschaftsbeziehungen um Gemeinden im Radius 100 km berechnet werden. Diese Maximaldistanz reicht aus, um alle Nährstoffe zu verteilen. Daraus resultieren 500.720 mögliche Transportbeziehungen.

2.3 Ergebnisse

2.3.1 Plausibilisierung der straßenbasierten Entfernungen

Von 500.720 möglichen Entfernungen konnten 140 nicht erfolgreich abgefragt werden. Mittels Routenplaner berechnete Entfernungen (Abbildung 2.1), die mehr als der dreifachen Luftlinienentfernung betragen, wurden als nicht plausibel klassifiziert (N=11.490 bzw. 2,3%).

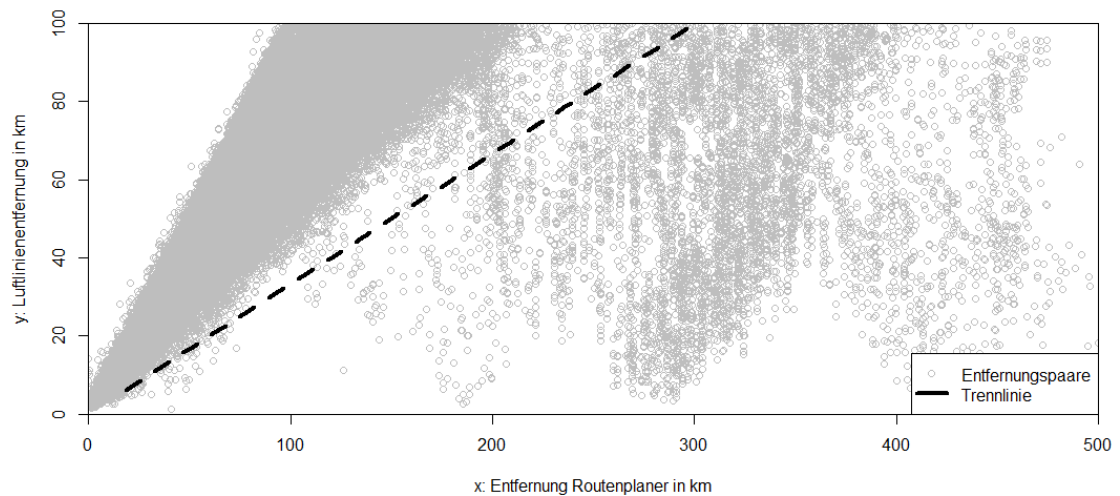


Abbildung 2.1: Vergleich zwischen Luftlinien- und Straßenentfernungen (Routenplaner) sowie Trennlinie ($y = \frac{1}{3}x$) zur Klassifizierung nicht plausibel berechneter Straßenentfernungen.

2.3.2 Anwendung des Algorithmus

Der Einfluss einer novellierten DüV auf die räumliche Ausdehnung des Gebiets, welches bis zur Obergrenze ($170 \text{ kgN haLF}^{-1}$) aufgefüllt wird, um alle N Frachten

zu verteilen, unterscheidet sich wesentlich (Abbildung 2.2). Eine novellierte DüV hätte zur Folge dass innerhalb des Modelles 29,6 Mio. kgN (nur N aus der Tierproduktion: 10,5 Mio. kgN) innerhalb der Untersuchungsregion transportiert werden müssten. Basierend auf Straßenentfernungen bedeutet dies einen Transportaufwand von 289,7 Mio. m³km Wirtschaftsdünger (Wirtschaftsdünger aus Tierproduktion: 57,3 Mio. m³km). Die Verbringungskosten¹ können mit 19,3 Mio. € (N aus Tierproduktion 3,8 Mio. €) abgeschätzt werden. D.h., es entstehen 15,5 Mio. € zusätzliche Transportkosten (neben Flächenpreiseffekten).

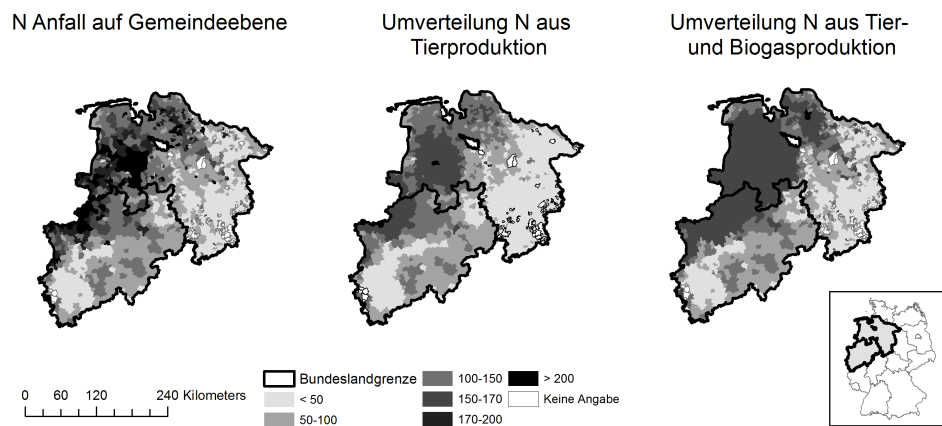


Abbildung 2.2: Räumliche Auswirkungen der Verteilung von N Frachten bis (170 kgN haLF⁻¹) basierend auf Straßenentfernungen.

2.4 Diskussion

Die vorgestellte Verteilmethode berücksichtigt keine Nährstoffimporte aus den Niederlanden oder Belgien. Damit werden die Transportentfernungen sowie –kos-

¹Annahme zu Verbringungskosten: Lkw-Transport: 100 €/h⁻¹, Ladefähigkeit 25 m³, Durchschnittsgeschwindigkeit: 60 kmh⁻¹.

ten unterschätzt. Wie Abbildung 2.2 zeigt, befinden sich jedoch insbesondere an der Westgrenze der Betrachtungsregion hohe N Frachten. Zukünftige Ausnahmen für Biogas-Gärreste, die eine höhere Obergrenze als $170 \text{ kgN haLF}^{-1}$ zulassen könnten, sind ebenso nicht berücksichtigt. Damit würden sich Transportentfernungen sowie –kosten verringern. Die Verteilung der Nährstoffe erfolgt nicht nach einem ökonomischen Optimierungsansatz. Gülle- oder Gärrest-Aufbereitungsverfahren bleiben ebenso unberücksichtigt. Insofern erlauben die vorgestellten Ergebnisse nur eine grobe Abschätzung der Verteilproblematik von N Frachten. Sie liefern aber dennoch wichtige Anhaltspunkte zu den Auswirkungen einer verschärften DüV.

Kapitel 3

Biogas digestate and its economic impact on farms and biogas plants according to the upper limit for nitrogen spreading - the case of nutrient-burdened areas in north-west Germany

Sebastian Auburger, Richard Wüstholtz, Eckart Petig und Enno Bahrs

Der Originalbeitrag ist in ähnlicher Form in AIMS Energy, 3 (4): Seiten 740 - 759 (DOI: 10.3934/energy.2015.4.740) erschienen.

Der Abdruck erfolgt mit freundlicher Genehmigung des Verlages.

Beitrag eingereicht am: 30.06.2015

Beitrag angenommen am: 03.11.2015

Beitrag veröffentlicht am: 11.11.2015

3.1 Introduction

Since the introduction of the German Renewable Energy Act (EEG) in 2004, Germany has experienced a considerable increase in biogas production using renewable raw materials. A significant share of the electricity in the German energy mix is now produced in nearly 8,000 biogas plants with an annual electricity generation of nearly 25 TWh [153]. The fact that renewable raw materials of plant origin make up more than 50 % of the substrate mix [20] causes the important factors involved in biogas production to face a number of ecological challenges [154, 155, 156, 157, 158, 159, 160]. In regions with a high availability of biogas, water protection is one of these challenges. The production of biogas from agricultural activities results in large amounts of spatially concentrated nutrients, especially nitrogen [161], which are primarily spread over surrounding agricultural areas.

In order to meet the aim of reducing nutrient contamination caused by agriculture, central environmental management policies exist in EU member states. In Germany, this is the German Fertilizer Ordinance (DüV) [162]. The DüV focuses on implementing the European Nitrates Directive 91/676/EEC (ND) [163] into German law. It defines the “good professional practice“ of fertilization and aims to use this approach towards the achievement of various environmental targets. Furthermore, it regulates factors such as the maximum application amounts of nitrogen from organic fertilizers in order to avoid the excessive pollution of groundwater and surface water. The limit stipulated is currently 170 kg of organic nitrogen per hectare of agricultural land. In exceptional cases, the limit may be higher if higher nitrogen requirements for intensively used grassland and agricultural grass areas can be verified. The upper limit for nitrogen spreading currently exclusively refers to manure of animal origin. Digestates¹ of plant origin from the biogas production outlined above have therefore not yet been considered. At the time of the most recent adoption of these regulations, biogas production

¹Digestate and manure are used as synonyms in the following, as there are no differences in the transportation, procurement and remuneration costs.

did not play an important role in these terms. Its rapid development was clearly not sufficiently anticipated with regard to environmental law, and, as a result, there is now a gap in the regulations. Digestates of plant origin could therefore theoretically be spread to an unlimited extent without penalties. They are often spread in close proximity to biogas plants due to their relatively high transport costs, even if the cultivated crops do not have corresponding higher nutrient requirements. Although these actions taken by a multitude of biogas producers do not conform to the principles of “good professional fertilization practice“, they occur frequently. Such actions therefore represent a typical negative externality that needs a corresponding regulation. Nevertheless, all biogas plants have one thing in common, namely, the fact that they are preferentially constructed in regions with high manure production because of intensive livestock farming. The good fermentation properties of the admixture of manure, its good substrate properties and the favorable availability of manure [164, 165, 91, 166, 167, 168] have led to this regional focus on biogas production. The pricing of electricity generated from biogas in the EEG, which is oriented towards the use of manure, also forced this development. Biogas plants that were put into operation in or before 2012 were able to receive a significant additional reward for a mass use of slurry of at least 30% [169]. As a result, biogas plants were preferentially constructed in livestock-intensive areas in the north-west of Germany, namely in the German Federal States of Lower Saxony and North Rhine-Westphalia. Table 3.1 illustrates the additional nutrients from digestates of plant origin that are produced in strong spatial concentrations, due to the considerable size of biogas plants and their spreading on the surrounding agricultural land.

Table 3.1: Total amount of nitrogen resulting from biogas production and excessive amounts of nitrogen, including nitrogen from animal production, according to the federal states of Germany and Germany as a whole in 2011.

	Nitrogen of digesta- tes of plant ori- gin resul- ting from biogas produc- tion	Excess nitrogen from di- gestates of plant ori- gin at the municipal level	Excess nitrogen of animal origin and digestates of plant origin at the municipal level	Minimum area re- quired for the legal applica- tion of surplus nitrogen (animal origin + digestate of plant origin) at 170 kg N ha ⁻¹	Utilized agricultu- ral area of the in- dividual federal states resp. of Germany (UAA)	Share of minimum area re- quired of the total UAA for the appli- cation of excessive quantities
Column Unit	I kg N	II kg N	III kg N	IV ha	V ha	VI %
Lower Saxony	62,252,479	14,115,171	22,841,130	134,360	2,548,047	5,3
North Rhine - Westpha- lia	21,247,467	4,891,126	6,694,284	39,378	1,449,860	2,7
Germany total	240,159,633	36,813,597	50,756,022	298,565	16,667,300	1,8

Source: own calculations, based on Federal Bureau of Statistics and Transmission System Operator.

This table shows that approx. 35% of the nitrogen produced from digestates of plant origin that additionally need to be transported are produced in the two federal states specified above (column I), but these states only represent approx. 24% of utilized agricultural land (UAA) in Germany (column V). There is, however, another spatial concentration within the federal states. This can be illustrated on a local level by the nitrogen spreading limit of 170 kg N per hectare presented in 3.2 (left map)². According to this limit, every hectare of UAA in a municipality

²The nitrogen produced from animal manure was calculated and recorded based on the coefficients of nitrogen excretion (appendix 5 DüV; [170]) and the different chargeable nitrogen losses in the stall and during storage depending on the type of farming (appendix 6 DüV). In the case of cattle farming, the assignment of animal excretions to slurry/solid manure systems and grazing is based on sample testing of the farming system and/or type of housing carried out within the framework of the UAA. For other species, the calculation is based on [171]. In the case of pig and poultry farming, an equal apportionment between standard feed and feeding methods with reduced N/P was assumed in accordance with [172].

contains 170 kg of nitrogen from digestates of plant origin and from manure of animal origin from the municipality in question. In many municipalities, these results in excessive quantities that need to be disposed of and must therefore be spread on land located outside of the regions with excessive quantities. If excessive quantities of these municipalities are aggregated on a state level (column III), the problem of insufficient equal distribution of nitrogen becomes very clear. For ecological reasons, this leads to a need to determine the minimum areas outside of municipalities additionally required to transport these excessive quantities of nitrogen. In Lower Saxony, this additional area already represents more than 5% of the entire UAA in the federal state (column 6 as a quotient of columns IV and V). It also becomes clear that the additional digestates of plant origin in particular contribute towards a massive increase in the total amount of excessive nitrogen. Biogas production therefore leads to a significant increase in transport pressure on nutrients in these regions, which are defined as the study area below, in order to exemplify regional and enterprise specific impacts of the amendment of the German Fertilizer Ordinance.

At present, draft regulations are being discussed in order to also adequately factor in digestates of plant origin. This discussion aims to explore this matter from the perspective of the upper limit for nitrogen spreading of 170 kg per hectare and to highlight the matter on an economic level from both spatial and enterprise perspectives. In addition to answering the question of how much the disposal costs of manure and digestate substrates will increase with new regulation, we will test the following hypothesis:

- Inclusion of manure of plant origin in the calculation of the upper limit for nitrogen spreading will lead to differing competitiveness among biogas producers and pig farms in terms of manure disposal costs.

Thus, this study aims to quantify impacts at the regional and farm level. A spatial model approach is integrated to estimate spatial distribution, transport

amounts of manure as well as transport distances with respect to an amended DüV. The second part of the analysis addresses the motivation of enterprises to pay higher land fees as a result of increased manure export costs. As far as we know, such surveys do not yet exist, although a large number of research projects also explore the economic implications of biogas production (see [173, 174, 175, 176], for example). This analysis should also provide evidence for other regions that may have increased biogas production in the future in order to avoid negative ecological and economic impacts.

3.2 Research background, scope of study and methods

3.2.1 Research background and scope of study

The diagrams and calculations in this study are based on the necessary and sensible integration of digestates of plant origin into the upper limit for nitrogen spreading of 170 kg per hectare, which, to date, has only applied to manure of animal origin.

The focus of the following study solely concerns the upper limit for the spreading of nitrogen produced from manure, although phosphorus (P) can also represent an ecologically and economically important factor for the spreading of manure, especially in livestock farming regions in Germany. Nevertheless, at present, it is a change in the minimum percent of excretions of total nitrogen for pig manure that is being discussed. This requirement would result in the upper limit for nitrogen spreading having maximum authority in the future with regard to maximum manure application rates. The focus on the nutrient of nitrogen chosen in this study therefore seems to be suitable. Furthermore, an additional focus on P would ultimately lead to similar general economic results. A further limitation of the use of P would increase disposal costs and thus land costs as well. Never-

theless, the regional impact would, in some cases, be different in comparison with nitrogen.

The emphasis on economics is placed on the regions of north-west Germany that are characterized by a high occurrence of manure as a result of intensive animal husbandry and/or biogas production. The economic impacts presented below mainly concern farms that rely on the disposal of manure to other farms. Economic impacts often involve farms that have strongly grown in the areas of animal husbandry and/or biogas production in the past. In the case of increasing purchase and lease prices of agricultural land, however, they also refer to farms in the observed regions that are able to secure the disposal of manure on the land that they cultivate themselves. Within this context, the study focuses on the federal states of Lower Saxony and North Rhine-Westphalia (study area). These regions are characterized by an extremely high concentration of livestock [177, 172]. In addition, our own calculations based on regional data from the German Energy Agency [178] and the four power grid operators³ reveal that a considerable occurrence of manure from digestates⁴ of plant origin can also be recorded in these livestock-rich regions. Exporting excess manure to regions that still have free capacities is conceivable as a possible adaptation strategy. Therefore, the economic impacts of an amended DüV are focused on manure disposal costs to receptive farms, which are mostly located outside nutrient-burdened areas. Thus, in the case of leasing land nearby the biogas facility, the economic advantages of lower transport distances (e.g., silage maize transport) are not considered. In this context, however, it should be assumed that the disposal costs for liquid manure, which is characterized by its limited transportability, are significantly

³Transmission system operators are obliged to publish details on the location and installed power of the biogas plants connected to their grids in accordance with §48 EEG. The data used in this study are based on biogas plants operated in accordance with the EEG up to 31.12.2012.

⁴A nitrogen quantity of 76.7 kg in digestates of plant origin was used for each 1 kW of installed electrical power. 313 kg of nitrogen in digestates of plant origin was used as a basis for each 1 m³ h⁻¹ of bio-methane injection capacity of bio-methane plants. Each of these processes involved a process loss of 10% , which can be seen as normal on an international level [155, 157].

greater. This development would also subsequently have an impact on farms that do not currently use any manure of plant origin themselves but do depend on the use of manure across farms. This particularly concerns pig farmers in the regions observed. In the case of increasing the lease and purchase prices of agricultural land, this development would also affect farms that are able to guarantee manure is fully used on their own land. For this reason, the economic impact of increasing manure transport costs on biogas production and pig farming in north-west Germany are the main focuses of observation within the context of the structural developments.

3.2.2 Methods

Model for the quantification of transported amounts of manure and their transport distances

In order to quantify transported amounts of manure and transport distances of an amended DüV, spatial data on nitrogen production from livestock farming [171] and biogas production were analyzed within the study area. With this type of modelling, the additional and average transportation cost due to an amended DüV could be derived. These costs are the basis for the disposal costs per region and per farm.

The total status quo nitrogen production at the municipality level was referred to the UAA and mapped. Furthermore, a distribution algorithm was developed, enabling the distribution of nitrogen amounts between municipalities by using nearest neighbor relationships based on linear distances. The algorithm first checks if a municipality is above the 170 kg per hectare limit, identifying the municipality with the highest nitrogen burden as well as its nearest neighbor. The amount of transferable nitrogen is calculated depending on the nearest neighbor's nitrogen burden, which has to be below the 170 kg per hectare limit. Otherwise, the second nearest neighbor is identified. Finally, nitrogen is virtually transported

until the issuing municipality is below or the receiving municipality is at the 170 kg per hectare limit. The algorithm stops if no municipality is above the stated limit (see Figure 3.1)⁵.

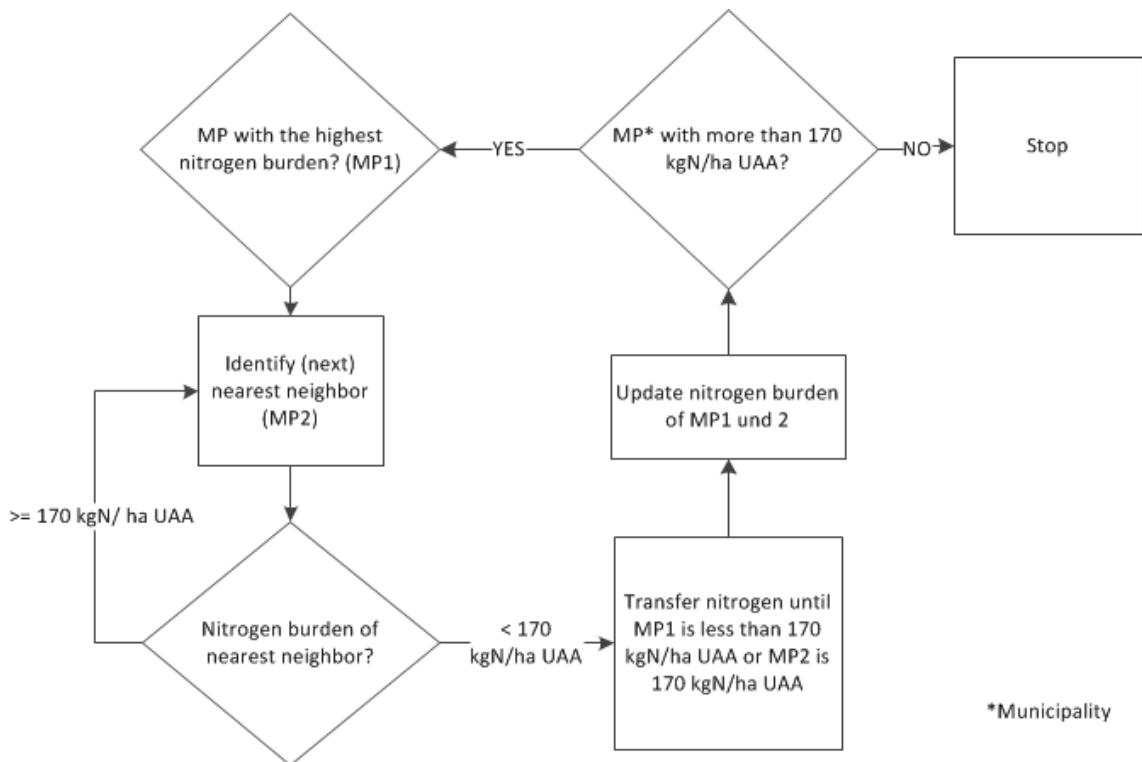


Figure 3.1: Algorithm for distribution of nitrogen amounts between municipalities within the study area.

Survey of manure brokerage services in north-west Germany

In order to estimate the economic impacts of the increasing costs of disposing manure between farms from a practical point of view, 6 experts were consulted. The surveyed experts were employees of institutions that broker manure between farms within the study area. Given the low number of such manure brokerage services in existence, this survey can indeed be considered to be representative of the target area. The aim of this survey was to gain a comprehensive overview of the current situation of manure transport and of future developments in the ‘nutrient-intensive’ regions of North Rhine-Westphalia and Lower Saxony. The

⁵A limitation of this normative approach has to be considered, that real distribution differs from our results because of farmers’ land tenure in different municipalities.

experts were therefore asked to specify the minimum, maximum and a weighted average of the disposal costs per cubic meter (m^3) that the farmers had to pay in the year 2013 as well as the total turnover of m^3 within their institution⁶. The disposal costs per cubic meter must be paid to the broker of the manure by the supplier. They include the transport costs incurred when collecting liquid manure (e.g., slurry) from the supplier's farm, the procurement fee paid to the broker of the manure and the remuneration for the farm accepting the manure. These parts of the total disposal costs were asked as one single question. The buyer's own costs are not incurred in this scenario. The spreading costs are normally paid by the recipient. The survey participants were also asked to estimate the level that the corresponding figures in their area of responsibility would, in their opinion, reach if digestates of plant origin from biogas production had to be included in the future.

Full cost modelling of biogas production and pig farming

Full cost pricing of pig fattening, pig breeding and biogas production was used to make the calculations required for affordable manure disposal costs and changes in willingness to pay for agricultural land. The calculation bases used for the production processes involved in pig farming are based on [179] with regard to investment costs, and on regional and national statistics according to [180, 181, 30] with regard to biological performance and other process figures. The calculation of biogas production is based on [182, 183, 19] with regard to investment costs and process figures. The calculation of the payable disposal costs of the production process of biogas was determined on the basis of a biogas plant that uses renewable raw materials, is subject to the general conditions of the EEG 2009 and uses 70% maize silage and 30% slurry as substrates. This aims to accommodate the frequent

⁶Prices for manure disposal differ over the year. In spring when fertilizer demand is high prices are lower by trend. We focused within this study on the weighted average value in order to discuss general trends in price developments within the context of the amendment of the German Fertilizer Ordinance.

occurrence of this biogas plant category in the regions observed. Table 3.2 shows the most important figures of modeled production processes. In accordance with national statistics, it distinguishes between an average and above-average (25% ‘best’) performance level in pig fattening, pig breeding and biogas production. A wage projection of 15 € h⁻¹ and a required rate of return of 4% were assumed for the full-cost accounting.

Table 3.2: Assumed production figures of the production processes.

Pig fattening				⊘	25%	Pig breeding				⊘	25%
Investment costs	€	FP ^{-1*}	420	400		Investment costs	€	BS ^{-1***}	3,540	3,340	
Fattening pig start weight	kg		28	28		Number of litters per year	Units BS ^{-1***}		2.31	2.35	
Fattening pig end weight	kg		120	120		Piglets loss total	%		14.7	13.1	
Feed conversion ratio			1:2.85	1:2.74		Piglets sold	Units BS ^{-1***}		25.9	27.9	
Daily weight gain	g day ⁻¹		802	826		Feed consumption	100 kg BS ^{-1***}		23.7	23.7	
Profit quotation	ct kg SW ^{-1**}		0	+2		Stock replacement rate	%		40	40	
Losses	%		2.7	2.0		Veterinary expenses	€ BS ^{-1***}		166	144	
Working hours required	h FP ^{-1*}		0.85	0.70		Working hours required	h BS ^{-1***}		17	14	
Manure	m ³ FP ^{-1*}		2.0	2.0		Manure	m ³ BS ^{-1***}		6.6	6.6	
Biogas production				⊘	25%	Biogas production				⊘	25%
Investment costs	€	kW _{el}	4,402	4,302		Electricity sales	million kWh _{el}		4.0	4.0	
Substrate requirement	%		100	95		Revenue from electricity sales	€ kW _{el}		1,690	1,706	
Electricity revenue	ct kWh _{el}		21.1	21.3		Revenue from heat sales	€ kW _{el}		68	140	
Heat revenue	ct kWh _{el}		2.0	3.5		Total costs****	€ kW _{el}		904	883	
Working hours required	€	kW _{el}	4.0	3.2		Digestate	m ³ kW _{el}		21	21	

*FP: fattening place; **SW: slaughter weight; ***BS: breeding sow; ****: without substrate costs and manure transport costs; all prices and costs assumptions in this table are net prices.

Source: Own diagramm based on [179, 30, 183]

Monte Carlo simulation for the depiction of the distribution of disposal costs

Static full-cost calculations are disadvantageous in that they only show one possible result without factoring in uncertainty from the behavior of certain price and cost assumptions (e.g., fattened pig prices, feed prices and substrate prices). A Monte Carlo simulation was therefore integrated into the full-cost calculation as a risk analysis tool [184, 185], especially to depict the change in competitiveness between biogas producers and pig farmers. Such simulations have already been used in economic evaluations of renewable energies and/or animal production processes on many occasions [186, 187, 188]. The first stage of this simulation was to define a decision model that contributes to the identification of stochastic factors that are important for the target value (= input variables). In the case of the production process of pig fattening (PF), these factors are the slaughter pig price, the piglet price and the feed price. In the case of the production process of pig breeding (PB), the piglet price and feed price were considered to be important influencing factors [187] and for the production process of biogas production, the important factor was the substrate price for maize silage⁷ up to the fermenter. The Kolmogorov–Smirnov test (see Appendix 3.4) and graphical analyses of the histograms were then used to define the best possible probability density functions of the risky variables, which were assumed to be normal distributions (see Table 3.3).

⁷In the case of slurry, the assumption was made that no costs are involved in the provision of liquid manure to operators of biogas plants in the relevant regions of north-west Germany.

Table 3.3: Capped normal distributions of risk factors.

Risk Factor	Unit	μ	σ	Min.	Max.
Basic piglet price	€ piglet ⁻¹	44.52	7.93	30.50	50.00
Slaughter pig price	€ kg slaughter weight ⁻¹	1.52	0.16	1.12	1.03
Feed price for pig fattening	€ 100kg ⁻¹	26.19	4.46	18.61	33.74
Feed price for pig breeding	€ 100kg ⁻¹	28.91	3.88	21.64	36.18
Maize silage price up to fermenter	€ 100kg ⁻¹ fresh weight	42.03	8.79	27.32	55.75

All of the prices listed in the table are net prices. Source: own calculations based on [189, 190, 191]

This involved the consultation of historical price data series⁸ from the past as samples, namely the VEZG⁹ slaughter pig quote for the north-west slaughter pig price, the north-west quotation for piglets [189] for the piglet prices and the monthly price fixings of the animal feed prices¹⁰ [191, 190]. Given that silage maize is not a cash crop for which reliable price data series from the past are available, the following methodology was used to define the density function of these variables: first, the assumption was made that silage maize and winter wheat have a comparable profit margin as competing field crops. In consideration of additional process-specific calculation bases [181], this assumption can be used to determine a corresponding indifference price for silage maize ex field. In consideration of harvest and transport costs of 7 € 100 kg⁻¹ and ensilage and storage losses of 12% [183], this price can be used to deduce the price of maize silage up to the fermenter. Historical price data series for wheat were then used as a basis for the determination of the best possible density function for maize silage up to the fermenter. On the basis of this approach, a normally distributed density function was assumed for all risk factors, and the ends of this function

⁸The period from January 2007 to April 2014 was selected as the period of observation.

⁹German producer union of cattle and meat

¹⁰Study area price information was used, but due to breaks in the selected time period, was adjusted by Bavarian adopted price information (LFL), which was available for the entire time period.

were capped according to the observed min/max values of the price data series.

The input variables were then simulated and transferred to the target function via a pseudo-random number generator in Microsoft Excel and in consideration of the distribution functions of the risk factors observed. This enabled a multitude of calculation procedures (number: 10,000 [184, 185]) to be used to determine the probability distribution of the target function. The correlations between the individual variables had to be factored into these procedures. If the prices for piglets and slaughter pigs were independently simulated, it is conceivable that the result would show that, for example, extremely high slaughter pig prices involve extremely low piglet prices. This is not realistic because high slaughter pig prices tend to increase the demand for piglets and thus cause the price of piglets to increase[187]. Table 3.4 shows the determined correlation matrix.

Table 3.4: Correlation matrix for the period January 2007 to April 2014.

	Piglet price	Pig price	Feed price PF*	Feed price PB**	Maize si- lage price
Piglet price	1	0.53	0.30	0.28	-0.09
Pig price		1	0.65	0.68	0.34
Feed price for PF*			1	0.96	0.79
Feed price for PB**				1	0.83
Maize silage pri- ce					1

*PF: pig fattening, **PB: pig breeding. Source: own calculations based on [189, 190, 191]

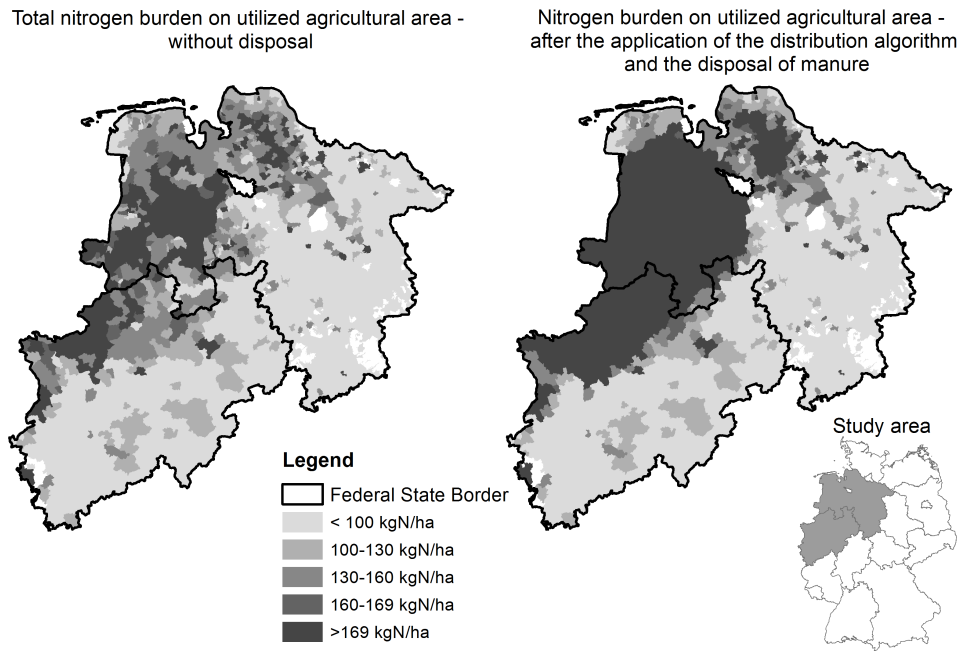
3.3 Results

The following section presents the results of the study. A distinction must be drawn between the results in terms of the study area (3.3.1 and 3.3.2) as well as the results on the farm or biogas plant levels (3.3.3 and 3.3.4).

3.3.1 Spatial impacts of an amended DüV within the study area in terms of shipped amounts of nitrogen and estimated transport distances as well as estimated transport costs

Within the study area, total nitrogen burden (animal and biogas plant origin) ranges in between 1 and 620 kg N per hectare UAA (Average 99) on municipal area. 192 of 1373 considered municipalities show more than the 170 kg per hectare N limit (see Figure 3.2, left map), whereas in the case of exclusively considering nitrogen from animal origin, 73 municipalities violate the stated limit (not shown). Mapping the nitrogen pressure on a municipality level shows that spatial distribution is heterogeneous within the study area. Very high nitrogen concentrations are detectable in the western part of the study area. Those with very low concentrations are in the eastern part, which allows the disposal of manure.

Applying the distribution algorithm to the study area results in a maximum of 170 kg N per hectare UAA, if linear distances of each municipality are calculated within a 100 km radius. The area covered with maximum manure content per ha is ca. 240 km in north-south direction and 150 km in west-east direction and represents 419 municipalities out of 1373 (see Figure 3.2, right map).



Source: Own diagram based on the agricultural census 2010, [162, 170] and data from the power grid operators

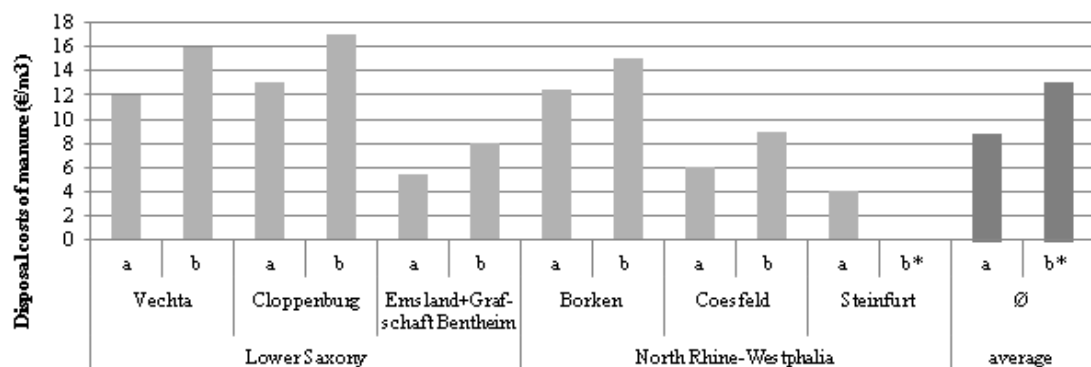
Figure 3.2: Spatial distribution of total nitrogen burden (animal and biogas plant origin) within the study area on the municipality level.

In total, 29.6 Mio kg N are shipped. Assuming average nitrogen content of ca. 4 kg N m⁻³ manure (see Table 3.5), 7.4 Mio m³ manure have to be transported per year. Considering linear transport distances, the total transport amount equals 223.7 Mio m³ km. With average transport costs of 0.07 € m⁻³ km (truck transport¹¹), overall transport costs result in 14.9 Mio € per year or 2 € m⁻³. Manure transport costs equal 1.1 € m⁻³ on average or 2.9 Mio € per year in total if only nitrogen from animal origin is distributed with the developed algorithm. Hence, the increase in transportation costs is 82% in comparison to the status quo situation based on linear distances.

¹¹Assumption: Costs for the truck including fuel and driver: 100 € h⁻¹, transport capacity 25 m³, transport distance: 60 km h⁻¹

3.3.2 Survey results regarding transport costs according to the study region

Figure 3 shows that according to those surveyed, the inclusion of manure of plant origin in the calculation of the 170 kg per hectare N limit in all six observed districts, which are located within the study area, would lead to an increase in the cost of disposal between farms via manure brokerage services. The survey participants stated that this would be the result of higher transport distances due to higher land requirements for the transportation of the manure and/or digestates and increasing claims for remuneration by the farms accepting the manure. The highest disposal costs are currently incurred by farmers in the north-west German districts of Vechta, Cloppenburg and Borken. In comparison with the disposal costs in 2013 (situation a), the inclusion of the digestates of plant origin (situation b) would involve an average cost increase of approx. 47% or from approx. 9 € m⁻³ to 13 € m⁻³ (excluding value added tax (VAT)).



*Not specified: Steinfurt was not factored into the average calculation. Source: own calculations based on information from various manure brokerage services.

Figure 3.3: Weighted average liquid manure disposal costs using regional manure brokerage services, according to an expert survey in 2013 (situation a) and when including manure of plant origin in the upper limit calculation for nitrogen spreading of 170 kg (situation b).

3.3.3 Affordable disposal costs in pig fattening, pig breeding and biogas production

A Monte Carlo simulation was used as an aid to generate the distribution functions of affordable manure transport costs and to depict the change with regard to the relative competitiveness between biogas producers and pig farmers¹². Although pig farms normally make use of the value-added tax flat rate compensation scheme, some farms are subject to standard taxation¹³. Therefore, in the following explanations, a distinction is made between the value-added tax flat rate compensation scheme (= "flat rate compensation farms") and regular value-added tax ("VAT farms"). Figure 3.4 shows the distribution function of the manure disposal costs that are affordable for the observed production sectors in north-west Germany.

On the basis of Figure 3.4, and in consideration of the production figures assumed in Table 3.2, biogas production has the highest expected value¹⁴ (approx. 5 € m⁻³) with regard to the maximum affordable manure disposal costs. Although the expected values of pig farms are predominantly negative, Figure 3.5 shows that in comparison to successful biogas producers, above-average animal performance in pig farming can facilitate almost the same ability to pay the additional cost because their expected value is closer to that of the biogas producers.

Under these assumptions, the expected value is approx. 3 € m⁻³ (VAT farms) or 7 € m⁻³ (flat rate compensation farms) for the production sector of pig fattening, approx. 5 € m⁻³ (VAT farms) or 11.5 € m⁻³ (flat rate compensation farms) for

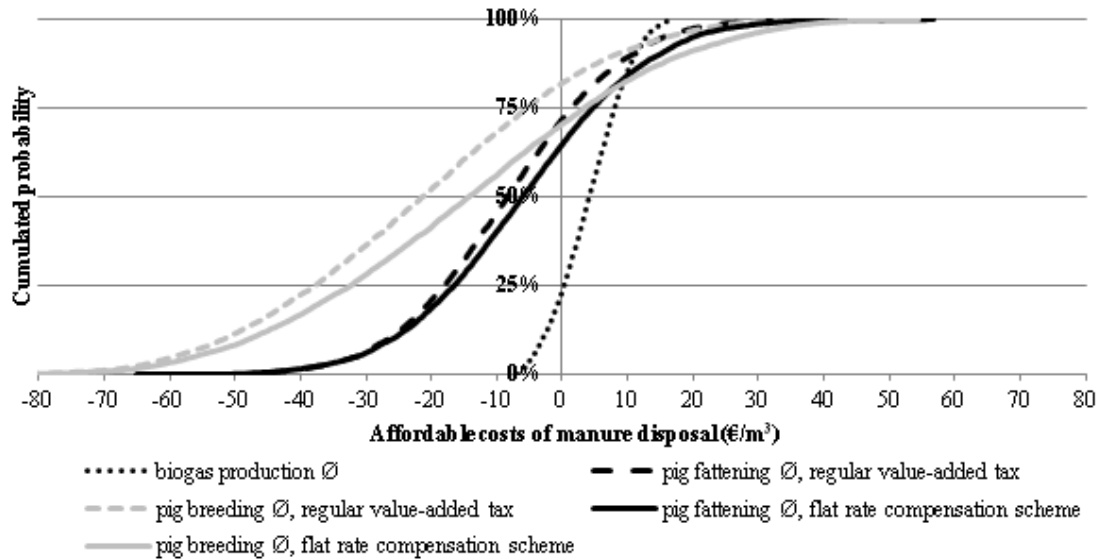
¹²The limitation of this study is the inability to integrate adjustments or responses to regulatory change because it does not include a time dimension. Further, this study does not address enterprise specific analyses, such as the willingness of biogas producers to pay for land aside from manure disposal costs, that would also reduce transport distances, e.g. silage corn. For this purpose, farm or biogas plant specific infrastructure would have to be considered. Further research is needed to assess impacts on enterprises individually. The conducted study aims to identify general economic impacts, which are solely caused by manure disposal.

¹³To compare regular value-added tax (VAT) with the flat rate compensation scheme and its economic impact see [192].

¹⁴Intersection of simulated curves and 50% horizontal line because of the symmetry of the distribution function.

the production sector of pig breeding and 12.5 € m⁻³ for the production sector of biogas production.

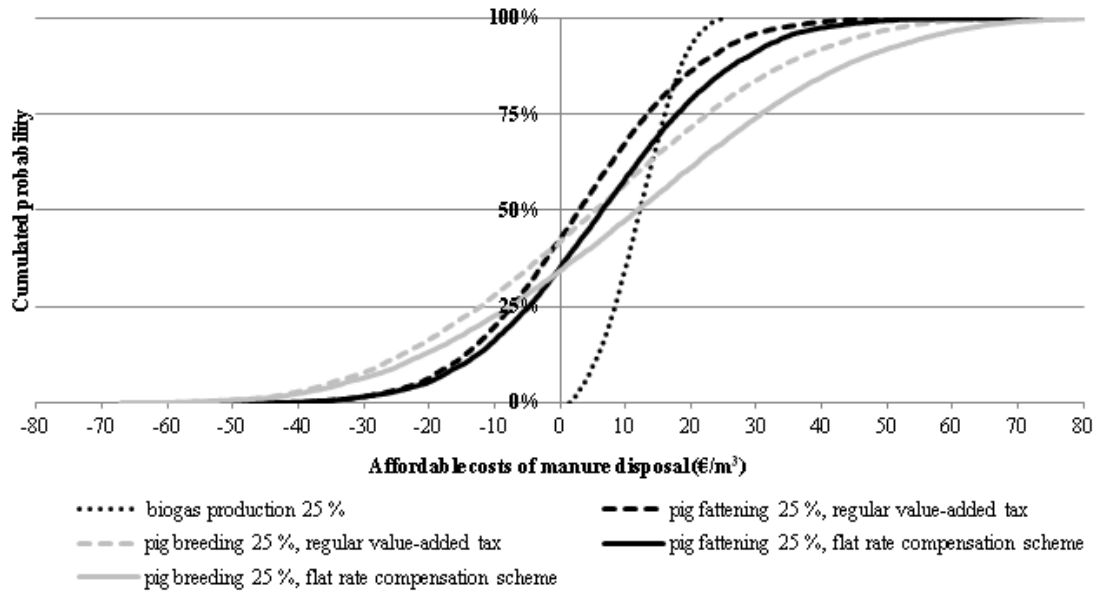
Comparing Figures 3.3 and 3.4, the current average cost of manure disposal between farms in the observed regions already exceed the cost that pig farmers and, to lesser extent, biogas producers, can pay in most of the simulated cases. The possibility that the cost increase associated with the inclusion of manure of plant origin would even cause pig fattening farmers with above-average success in some districts to reach their economic limits is high (see Figures 3.3 and 3.5). The farms concerned would be forced to compensate for these high disposal costs by, for example, going without wage payments, return on capital and/or depreciation. Nevertheless, a sustainable ability to evolve and grow and a competitive ability are not possible without suitable remuneration for the factors used. Under the assumptions made, only above-average pig breeders using the value-added tax flat rate compensation scheme and above-average biogas producers would be able to generate the required expected values and/or ability to pay the additional costs due to the comparatively high value creation per m³ of manure produced. The current increased requirements for reducing the emissions of these types of production in the north-west federal states of Germany have not yet been factored into this equation. In this context, however, it is important to consider the fact that increasing disposal costs would mean that farms that are unable to incur the increased costs would have to take suitable adaptation measures that may help to relieve the nutrient problem in the regions concerned (see section 3.4). Given that, in many cases, these adaptation measures (e.g., abandoning production or reorganization) only take place when reinvestments and/or new leases are impending, it can nevertheless be assumed that there will be no relief to the nutrient situation.



Source: own diagram based on own calculations

Figure 3.4: Distribution functions of affordable costs of manure disposal to other farms in the case of an average performance level in pig farming and biogas production.

The trend of the distribution functions in Figure 3.5 can be used to infer that the expected values of pig breeding are connected to a higher variation coefficient than the expected value of biogas production. In connection with these values, a higher probability of an inability to pay the additional costs must be demonstrated. In comparison, successful biogas producers are always able to pay the additional costs. Another important finding is the changing relative competitiveness, especially between pig fattening and pig breeding. The latter will be relatively more competitive because there is a higher value added per nutrient unit. As the next chapter shows, this could also have an impact on land markets.



Source: own diagram based on own calculations

Figure 3.5: Distribution functions of affordable costs of manure disposal between farms with the performance level of the 25 percent best farms in pig farming and biogas production.

3.3.4 Potential impact on regional motivation to pay additional costs for agricultural land

Farms with a limited amount of land can alternatively choose to lease or purchase more land to avoid manure disposal between farms. This results in an indirect connection between the motivation (not necessarily the ability) to pay the additional manure disposal costs and the motivation to pay the additional costs for agricultural land. Given that manure disposal within the study area is a widespread spatial problem, no farm-specific circumstances (e.g., reduction of silage corn transport distance with fields closer to the biogas plant) are considered below. In order to make a statement on the impacts of increasing costs of manure disposal to other farms may have on the development of the lease price level, the maximum amounts of manure that can be spread per hectare were initially determined by means of the respective occurrence of manure per animal place (fattening place/breeding sow) and/or the installed electrical output (kW_{el}) and

the nitrogen content in manure, as well as in consideration of the upper limit for nitrogen spreading (see Table 3.5).

If manure values of 6 € m^{-3} for pig slurry and 7.5 € m^{-3} for liquid digestates (because of their fertilizer value) and spreading costs of 3 € m^{-3} in the case of manure use at one single farm are assumed [193], the connection between the cost of disposal between farms and the change in willingness to pay a lease for agricultural land¹⁵ (shown in Figure 3.6) can be identified based on the manure quantities shown in Table 3.5.

Table 3.5: Amount of manure per hectare.

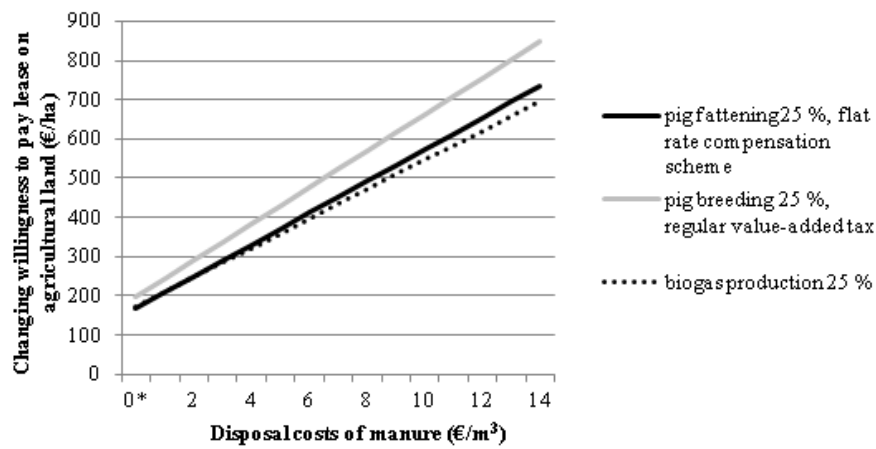
		Pig fattening	Pig breeding	Biogas pro- duction
Net* nutrient occurrence**	kg N per FP, BS, kW _{el}	8.4	24	97
Units per hectare for 170 kg N	FP, BS, kW _{el} ** per ha	30.2	7.1	1.8
Amount of manure per unit	m ³ per FP, BS, kW _{el} **	2.0	6.6	21
NPK con- tent*	kg N; P ₂ O ₅ ; K ₂ O per m ³	4.2, 2.5, 2.5	3.6, 2.9, 2.6	4.6, 2.3, 5.0
Max. amount of manure per ha	m ³ per ha	40	47	37

*After deduction of stall and storage losses in accordance with appendix 6 DüV; a loss coefficient of 10% was assumed for biogas production; ** Nutrient production in pig farming in the case of feeding methods with reduced N/P; ***FP = fattening place, BS = breeding sow. Source: own diagram based [170, 180] and own calculations

The diagrams are based on the assumption that the motivation to pay additional costs to lease agricultural land corresponds to the overall costs arising from manure disposal between farms, plus the fertilizer value and minus the costs of spreading on their own agricultural land. If the average increase in disposal costs is assumed, from approx. 9 to 13 € m^{-3} (determined in section 3.3.2), an in-

¹⁵The willingness to pay an additional lease generated by means of crop farming and land-dependent direct payments remains unconsidered.

crease in transport costs of approx. 200 € for a manure quantity of approx. 47 m³ occurs for the case of, for example, pig breeders. This concerns the amount of manure that could alternatively be spread on a maximum of 1 ha of leased agricultural land in consideration of the nitrogen content (see Table 3.5). The increase in disposal costs of approx. 4 € m⁻³ derived from the conducted survey therefore leads to an increase in the motivation to pay the additional cost for 1 hectare of leased land of approx. 200 € or from approx. 600 € to 800 € (see Figure 3.6).



*Irrespective of transport costs, the ability to pay an additional cost of approx. 170 to 200 € ha⁻¹ arises in the case of manure use at their own farm as a result of the deductibility of fertilizer value. Source: own diagram based on own calculations

Figure 3.6: The motivation to pay an additional lease in 25 percent of the best farms in pig farming and biogas production according to the level of disposal costs.

3.4 Discussion and conclusions

Within the study area of north-west Germany, which is now already characterized by its high manure disposal costs and high lease price of agricultural land in particular, the inclusion of manure of plant origin in the calculation of the upper limit of 170 kg per hectare will cause the manure disposal and land costs to further increase and, as a result, a multitude of farms would no longer be able

to suitably pay for the factors used. The spatial dimension of additional manure transportation is outstanding. As the modelling shows, nutrients would have to be shipped much further than before. Both the spatial modelling and the conducted survey of experts show higher expected transportation and disposal costs of 1 and 4 € m⁻³ on average, respectively. However, net manure exports to north-west Germany from the Netherlands and Belgium, which also show high nutrient burdens and border west to the study area, were not taken into consideration. Furthermore distribution algorithm is based on linear distances. This implies that the theoretical increase in manure disposal costs was underestimated. This is another reason why the survey results are different from the modelled results.

The full cost analysis, together with a Monte Carlo simulation as a risk analysis tool, depicts the changing relative competitiveness, especially between piglet producing and pig fattening. Therefore, pig breeding could succeed more in north-west Germany with the new circumstances of the DüV than could pig fattening because of its comparatively low value added per manure unit produced. This confirms the hypothesis that the competitiveness between biogas producers and especially between piglet production and pig fattening will change. Only above-average pig breeders using the value-added tax flat rate compensation scheme, and biogas plant operators would be able to compensate for increasing disposal costs in some of the regions assessed.

Nevertheless, the developments highlighted above would not only affect the production processes of pig fattening, pig breeding and biogas production observed in this study. Changing manure disposal costs and lease and purchase prices for agricultural land in a region would also influence the competitiveness of other animal production processes such as cattle farming. Higher disposal and land costs may also limit their competitiveness. However, the impact on cattle farms still needs to be investigated further. Poultry farming would probably be less affected because manure from poultry farming (e.g., dry chicken manure or chicken droppings) has a comparatively high transportability and therefore hardly rivals

liquid manure in terms of the spreading area.

In order to keep the economic impacts of a revised DüV as low as possible for the affected farms, adaptation strategies need to be promptly developed and established. A variety of different measures will emerge alongside the higher investment costs caused by the procurement of new spreading technology and additional storage capacities that can be expected as a result of the revised DüV and were not factored into this study.

Furthermore, the increasing manure disposal costs would also mean that farms would, for example, in the case of impending reinvestments, suspend their production activities and, where necessary, make new investments in and/or relocate their facilities to regions that are characterized by a low occurrence of manure and therefore gain relative excellence. Where this matter is concerned, successful pig farmers in the stock farming regions should not underestimate the impact of stall units available for lease, which does not lead to a reduction in the occurrence of manure. Nevertheless, production sectors such as pig farming, which do not depend on amount of land, at least in terms of feed supply, will experience a forced structural change as a result of a revised DüV. These developments may help to lessen the economic and/or structural effects specified above, but will not enable them to be completely avoided. From an economic perspective alone, it therefore seems that the further growth of stock farming in the observed regions of north-west Germany will be even more difficult in the future than at present.

For farms, it is now more important than ever to exhaust all options that result in a reduction in the operational occurrence of nutrients (e.g., feeding methods with reduced N/P) but also increase the transportability of the manure produced (e.g., separation of slurry/digestates or using 'twin trailers') and improve the nutrient efficiency of manure use (e.g., optimized spreading techniques) in order to accommodate both the water protection requirements and the sustainable ability to evolve and grow. In the case of the inclusion of digestates of plant origin in the calculation of the upper limits for nitrogen spreading, these measures are

even more applicable. This development in Germany should serve as a warning to other countries both in and outside of Europe, indicating that they should not permit any uninhibited biogas production, especially in regions with intensive livestock keeping. Although this actually lends itself to biogas production due to the high occurrence of manure of animal origin, an additionally higher proportion of farmland-based substrates should definitely not occur. The nutrient concentrations resulting from such substrates would lead to unacceptable ecological and economic consequences.

Appendix

Assumptions for Monte Carlo simulation as a risk analysis tool:

1. Definition of a decision model to identify the stochastic factors for pig fattening, pig breeding and biogas production
 - a. Stochastic factors for pig fattening: slaughter price, piglet price and feed price
 - b. Stochastic factors for pig breeding: piglet price and feed price
 - c. Stochastic factors for biogas production: silage maize price
2. Definition of probability density function for risk variables by using historical price data series
 - a. Pig production: direct use of above mentioned stochastic factors
 - b. Biogas production: determination of an indifference price for silage maize using price data for winter wheat (Assumption: equal profit margin of silage maize and winter wheat)
3. Assumption for all risk variables: normally distributed density function

4. Simulation of input variables via a pseudo-random generator and transferring the result to the target function
5. Drawing the distribution functions of the manure disposal costs, which are affordable for average and above-average performance levels in pig fattening, pig breeding and biogas production

Results of Kolmogorov Smirnov Test:

		Slaughter pig price	Basic piglet price	Feed price for pig fattening	Feed price for pig breeding	Maize silage price up to fer- menter
N		88	88	88	88	88
Normal	Mean	1.5245	44.5167	26.1874	28.9119	42.0307
Parameters ^{a,b}						
	Std. De- viation	0.16065	7.92595	4.45562	3.88335	8.79167
Most Extreme Differen- ces	Absolute	0.063	0.096	0.100	0.086	0.107
	Positive	0.063	0.052	0.083	0.086	0.106
	Negative	-0.050	-0.096	-0.100	-0.084	-0.107
Kolmogorov- Smirnov		0.063	0.096	0.100	0.086	0.107
Z						
Asymp. Sig. (2- tailed)		0.200c	0.044c	0.030c	0.111c	0.014c

a: Test distribution is Normal.; b: Calculated from data.; c: Significance correction according Lilliefors.

Annotation: Critical value of most extreme differences ($N = 88$ and $\alpha = 0.01$): 0.173; Asymp. Sig. (2-tailed) $\geq \alpha$; Normal distribution of considered prices can be assumed.

Kapitel 4

Regionalisierte

Treibhausgasbilanzen der

Biogasproduktion in Deutschland

auf Basis eines ökonomisch

ökologischen Modellansatzes unter

besonderer Berücksichtigung der

Zuckerrübe als Energiepflanze

Sebastian Auburger und Enno Bahrs

Der Originalbeitrag ist in Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus e.V. (Band 51) erschienen.

Der Abdruck erfolgt mit freundlicher Genehmigung des Verlages.

Beitrag eingereicht am: 17.03.2015

Beitrag angenommen am: 10.06.2015

Beitrag veröffentlicht im März 2016

4.1 Einleitung

Die attraktiven Einspeisevergütungen im letzten Jahrzehnt führten zu einem starken Ausbau der Biogasproduktion in Deutschland. Zum Ende des Jahres 2014 existierten 7.944 Biogasanlagen mit einer installierten Gesamtleistung von 3.859 MW in Deutschland [12]. Masse- und auch energiebezogen werden insbesondere bei landwirtschaftlichen Biogasanlagen hauptsächlich Energiepflanzen und Exkremente aus der Tierproduktion eingesetzt, wobei Silomais als Energiepflanze stark dominiert [194]. Auch aufgrund der Fokussierung auf Silomais ist die Biogasproduktion mit Diskussionen über ihre ökologische Nachhaltigkeit konfrontiert [195]. In Gebieten mit einer hohen Anbaukonzentration von Silomais ist zunehmend mit gesellschaftlicher Kritik, aufgrund mangelnder Akzeptanz des Energiepflanzenanbaus, zu rechnen [4]. Als Alternative zu Silomais wird derzeit auch die Zuckerrübe verstärkt untersucht, die durch hohe Methanerträge pro Hektar gekennzeichnet ist [196]. Weiterhin ist der Anbau von Zuckerrüben durch einen niedrigen Düngereinsatz [197] im Speziellen und geringere ökologische Nachteile im Allgemeinen [198] gekennzeichnet. Als Hauptgrund für die Förderung erneuerbarer Energien wurde und wird die Verringerung der Erderwärmung bei gleichzeitig vertretbaren volkswirtschaftlichen Kosten angeführt [25]. Im Rahmen des Verbundprojekts „Die Zuckerrübe als Energiepflanze auf hochproduktiven Standorten – eine pflanzenbaulich/ökonomische Systemanalyse“ wird untersucht, ob die Zuckerrübe aus ökologischen wie ökonomischen Gesichtspunkten Vorteile gegenüber Silomais in der Biogasproduktion aufweist. Dabei gilt es u. a. regionalisierte Aussagen zum Zuckerrübeneinsatz in der Biogasproduktion im Hinblick auf ökonomische und ökologische Vorzüge zu treffen. Ziel des vorliegenden Beitrags ist es einerseits, die hierfür entwickelte Methode vorzustellen und andererseits die hiermit bewertete ökonomisch-ökologische Vorzüglichkeit unterschiedlicher Substratalternativen anhand der Produktionskosten und Treibhausgasemissionen (THG) der Biogasproduktion standortspezifisch für die Referenzsituation unter gegenwärtigen

tigen Rahmenbedingungen in Deutschland aufzuzeigen [19]. Insbesondere THG Emissionen der Biomasseproduktion könnten zukünftig verstärkt relevant werden. So sieht § 90 Nr.1 Buchstabe c EEG die Möglichkeit vor, im Rahmen einer Verordnungsermächtigung die Förderung der Stromproduktion aus Biomasse, analog zu den Biokraftstoffen, mit einem THG Minderungspotential zu knüpfen.

4.2 Datengrundlage und Modellansatz

Für die Analyse liegen 7.909 georeferenzierte Biogasanlagen vor, die aus den Veröffentlichungen der Übertragungsnetzbetreiber extrahiert wurden. Im Rahmen der Modellierung werden für jeden Anlagenstandort die variablen Substratbereitstellungskosten für Silomais, Zuckerrüben, Winterweizen Ganzpflanzen-Silage (GPS) und Winterweizenkorn (WW) berechnet. Diese werden zusammen mit dem Substrat „Wirtschaftsdünger“ an ein lineares Optimierungsmodell übergeben. Als Zielfunktion werden die Substratbereitstellungskosten minimiert, wobei gleichzeitig massebezogene und gärbiologische Restriktionen des Substratmixes vom Modell berücksichtigt werden. Aufbauend auf dem berechneten Substratmix werden anlagenspezifische Treibhausgasbilanzen berechnet und die Ergebnisse auf nationaler und regionaler Ebene aggregiert.

Regionalisierte Substratbereitstellungskosten von Energiepflanzen

Für das marktfähige Substrat WW wird ein Zukaufspreis von 15 € dt⁻¹ frei Biogasanlage angesetzt. Dieser im Vergleich der letzten Jahre geringe Preis soll für Überschuss oder verdorbene Ware repräsentativ sein, da Getreidekorn nur in sehr begrenzten Maße in Biogasanlagen eingesetzt wird [194] und davon auszugehen ist, dass im Regelfall WW anderen Verwertungsrichtungen zugeführt wird. Für die weniger marktfähigen Produkte Silomais, GPS und Zuckerrüben werden als Entscheidungskriterium die variablen Substratbereitstellungskosten (vK) in € pro

¹Alle Berechnungen werden auf Basis von Netto-Werten durchgeführt

t Frischmasse (FM) für die modellierten Biogasanlagen (i) und die betrachteten Kulturen (j) in Abhängigkeit von der Schlaggröße (k) und den Landkreiserträgen (l) berechnet. Wenngleich letztere eine suboptimale Näherungslösung darstellen, liegen keine besseren Daten vor. Die variablen Substratbereitstellungskosten werden zunächst je Hektar berechnet und umfassen das Saatgut (s), den Pflanzenschutz (p), die Düngung (d) und die variablen Maschinenkosten (m). Abschließend werden die variablen Hektarkosten durch den Ertrag (y) dividiert:

$$vK_{i,j,k,l} = \frac{s_j + p_j + d_{j,l} + m_{i,j,k,l}}{y_{j,k}} \quad (4.1)$$

Schlaggrößen werden auf durchschnittlich 2, 5 oder 20 Hektar für die einzelnen Bundesländer festgelegt. Landkreiserträge werden als fünfjähriger Durchschnitt für die Jahre 2008-2012 berechnet [147]. Saatgut- und Pflanzenschutzkosten werden pauschal unterstellt (Tabelle 4.1). Die Kosten der Düngung folgen einem Ansatz geschlossener Nährstoffkreisläufe in der Biogasproduktion [199]. Im Rahmen der Ermittlung der Nährstoffbedarfe wird zwischen der Stickstoff-, Phosphor- und Kalidüngung unterschieden. Phosphor und Kali werden auf Entzug gedüngt (Tabelle 4.1), Stickstoff hingegen auf Basis ertragsabhängiger Sollwerte [200] abzüglich eines pauschalen mineralischen Stickstoffgehalts im Boden in Höhe von 40 kg ha^{-1} . Sollwerte der Stickstoffdüngung werden linear interpoliert, so dass in Abhängigkeit der Standorterträge der Sollwert näherungsweise bestimmt werden kann. Zur Deckung der Nährstoffbedarfe werden zuerst die Gärreste angerechnet, wobei der Nährstoffgehalt des Gärrestes vorerst mit Hilfe der Nährstoffentzüge der einzelnen Kulturen bewertet wird. Im Modell wird einer Kultur derjenige Anteil an Nährstoffen innerhalb des Gärrestes angerechnet, den sie einer Fläche im Vorjahr entzogen hat. Weiterhin werden für den im Gärrest enthaltenen Stickstoff Verfügbarkeiten unterstellt (Tabelle 4.1), so dass nicht der gesamte Stickstoffgehalt als pflanzenverfügbar angesehen wird. Vor dem Hintergrund der aktuellen Diskussion über eine Novellierung der Düngemittelverordnung (DüV),

wird die Ausbringungsobergrenze für organischen Stickstoff² auf 170 kg ha⁻¹ und Jahr festgelegt [117]. Wird dieser Grenzwert überschritten, wird die Kultur mit einem Kostenzuschlag für die Verbringung der überschüssigen Stickstoffmengen in Höhe von 5 € m⁻³ Gärrest belegt³. Ist dieser N-Input nicht ausreichend werden bis zum errechneten Nährstoffbedarf mineralische Düngemittel kalkuliert. Die Reinnährstoffpreise werden mit jeweils 1 € kg⁻¹ für Stickstoff und Phosphor sowie 0,7 € kg⁻¹ für Kali angenommen, was den Mittelwerten der Wirtschaftsjahre 2010/11 bis 2013/14 entspricht [202]. Die variablen Netto-Maschinenkosten vor der Ernte werden in Abhängigkeit der Schlaggröße pauschal kalkuliert und basieren auf [148]. Ernte, Transport und ggf. Einlagerungsvorgänge werden zusätzlich unter Berücksichtigung des standortspezifischen Ertrags berechnet und von Lohnunternehmen durchgeführt. Hierzu werden Zeitbedarfe in Abhängigkeit der Ertragsverhältnisse linear interpoliert und mit Stundensätzen multipliziert. Transportentfernungen werden unter Berücksichtigung der installierten elektrischen Leistung angenommen. Hierbei erfolgt folgende Abstufung: bis unter 200 kW_{el}: 2 km, 200-500 kW_{el}: 5 km, 500-1000 kW_{el}: 10 km und über 1000 kW_{el} werden 15 km angenommen.

²Insbesondere in Veredelungsbetrieben kann Phosphor vor Stickstoff die Ausbringung von Gärresten limitieren [201]

³In einem zukünftig weiterentwickelten Modell werden diese Kosten regionsspezifisch angesetzt, um eine exaktere Abbildung zu gewährleisten. Die Bandbreite dieser Kosten wird damit erheblich zunehmen.

Tabelle 4.1: Rahmendaten Energiepflanzenproduktion

Parameter	Einheit / Anmer- kung	SM	ZR	GPS	WW	Quelle
Saatgut	<i>Euro ha⁻¹</i>	213	174	112	112	[148]
Pflanzenschutz	<i>Euro ha⁻¹</i>	69	221	90	98	VD*
Lineare Interpo- lation Stickstoff Sollwert	<i>kg ha¹</i>	159 + 0,07x	131 + 0,062x	210 + 0x	105 + 1,7x	[200]
Phosphorentzüge	<i>kg dt⁻¹</i>	0,16	0,1	0,23	0,8	[203]
Kalientzüge	<i>kg dt⁻¹</i>	0,45	0,25	0,47	0,6	[203]
Stickstoff- Verfügbarkeit Gär- reste	%	70	70	75	75	[203]
Variable Maschi- nenkosten bis vor die Ernte	<i>Euro ha⁻¹</i> (2/5/20 ha)	105 / 91 / 85	107 / 84 / 79	87 / 80/ 75	112 / 103 / 97	[148]

*VD: Eigene Versuchsdaten; SM: Silomais; ZR: Zuckerrüben; GPS; Winterweizen
Ganzpflanzensilage; WW: Winterweizen

4.2.1 Bestimmung der optimalen

Substratzusammensetzung

Ausgehend von den regionalisierten und anlagenbezogenen Substratbereitstellungskosten wird für jede Biogasanlage ein lineares Minimierungsproblem dahingehend gelöst, dass die Substratbereitstellungskosten unter Nebenbedingungen minimiert werden. Neben gesetzlich vorgeschriebenen Masseanteilen bestimmter Substrate werden auch gärbiologisch verträgliche Höchstgrenzen im Rahmen einer Fütterungsaktivität (FA) vorgegeben:

$$\min\{a^T x | Ax \leq b, x \geq 0\}$$

$$a = \begin{bmatrix} FA \\ vK_{Silomais} \\ vK_{GPS} \\ vK_{WW} \\ vK_{Zuckerrben} \\ vK_{Wirtschaftsdnger} \end{bmatrix}; A = \begin{bmatrix} -1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ 0,3^a & & & & & -1 \\ -0,35^a & & & & & 1 \\ -0,6 & 1 & & 1 & & \\ 0 & & & & 0 & \\ -0,4 & & & & 1 & \\ -0,3 & & 1 & & & \\ -0,1 & & & 1 & & \\ & -1062 & -1008 & -2547 & -706 & -143^a \end{bmatrix};$$

$$b = \begin{bmatrix} 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ -8.420.198^a \end{bmatrix}$$

^a: Beispielwerte, die in Abhängigkeit der Biogasanlage variieren.

(4.2)

Der Energiebedarf der Biogasanlagen wird über die im Datensatz enthaltene installierte elektrische Leistung bestimmt. Es wird eine jährliche Volllaststundenzahl in Höhe von pauschal 8.100 Stunden angenommen [204]. In Abhängigkeit der installierten Leistung (P_{el}^{inst}) wird ein elektrischer (W_{el}) und thermischer

Wirkungsgrad (W_{th}) des BHKWs anhand der angegebenen Ausgleichsfunktion geschätzt (Abbildung 4.1).

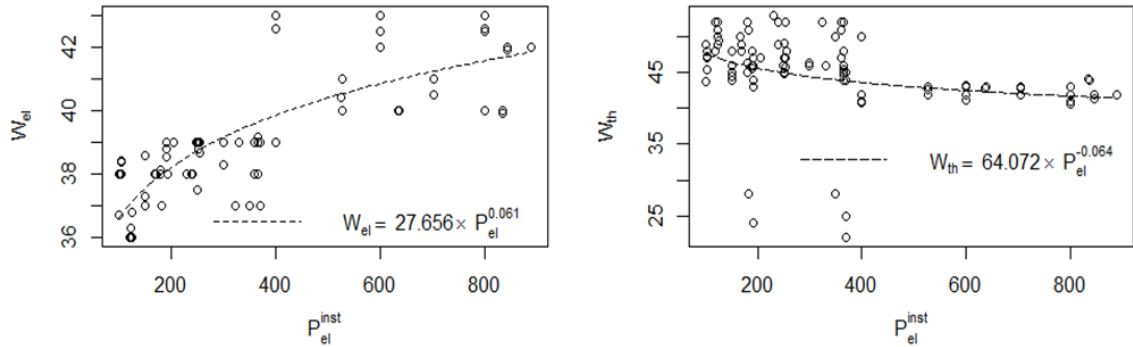


Abbildung 4.1: Schätzfunktion für Wirkungsgrade in Abhängigkeit der BHKW Größe.

Quelle: Eigene Berechnungen nach [205]; Berücksichtigt wurden nur Aggregate $\geq 100 \text{ kW}_{el}$ und $< 1000 \text{ kW}_{el}$.

Es wird ein Restgaspotenzial des Gärrestes in Höhe von 4,6% [206] angenommen. Weiterhin ist die Kenntnis über diffuse Methanverluste der Biogasanlage notwendig, um den Bruttoenergiebedarf der gesamten Anlage bestimmen zu können. Vielfach wird dieser mit pauschal 1% angenommen [9]. Höhere Schätzungen belaufen sich auf bis zu 6% [207]. [208] schätzt die Methanverluste auf 1% an den Fermentern und 0,5% am BHKW. Eine Studie, die sich lediglich auf Verluste am BHKW bezieht, schätzt diese im Bereich zwischen 1-3% [209]. In dieser Studie wird von 3% diffusen Methanverlusten ausgegangen. Der gesamte Energiebedarf der Biogasanlagen ergibt sich demnach in Abhängigkeit des Gesamtwirkungsgrades des BHKWs sowie dem Restgaspotential im Gärrest und den diffusen Methanverlusten. Zur Deckung des Energiebedarfs stehen Silomais, Zuckerrüben, GPS und WW, sowie Wirtschaftsdünger zur Verfügung. Für Silomais ($118 \text{ Nm}^3\text{tFM}^{-1}$) und Zuckerrüben ($88 \text{ Nm}^3\text{tFM}^{-1}$) liegen Methanerträge aus Feldversuchen des Verbundprojekts vor. Für GPS werden Methanerträge zwischen 320 bis $325 \text{ Nm}^3\text{tTM}^{-1}$ berechnet [210]. Unter der Annahme eines Trockenmassegehalts von 35% und unter Verwendung des unteren vorsichtigeren Wertes, ergeben sich daraus $112 \text{ Nm}^3\text{tFM}^{-1}$. Für WW werden Methanerträge von $310 \text{ Nm}^3\text{tTM}^{-1}$

[211] genannt. Dies entspricht bei einem Trockenmassegehalt in Höhe von 86% $267 \text{ Nm}^3\text{tFM}^{-1}$. Lagerverluste des Substrats werden als Abschlag vom Methanertrag bei Silomais und GPS mit 10% [212] und von Zuckerrüben mit 15%⁴ [213] berücksichtigt. Der Methangehalt von Wirtschaftsdünger wird regionsspezifisch anhand des Anteils von Milchkühen und Mastschweinen berechnet [206]. Als Methangehalte werden für Rindergülle $14 \text{ Nm}^3\text{tFM}^{-1}$ und für Schweinegülle $17 \text{ Nm}^3\text{tFM}^{-1}$ angenommen.

4.2.2 Quantifizierung der Treibhausgasemissionen aus der Biogasproduktion

Aufbauend auf den berechneten Substratmengen werden in einem weiteren Schritt die THG Emissionen der Biogasanlagen für die Referenzsituation berechnet. Hierbei werden die Treibhausgase Kohlendioxid (CO_2), Methan (CH_4) und Lachgas (N_2O) berücksichtigt. Die Bewertung der Klimawirksamkeit orientiert sich an der Berechnung des global warming potentials (GWP) für einen Zeithorizont von 100 Jahren. Als GWP wurden für Methan $23 \text{ kg CO}_2\text{eq}$ und für Lachgas $298 \text{ kg CO}_2\text{eq}$ angesetzt [214]. Alle Emissionsberechnungen werden auf die funktionelle Einheit 1 kWh produzierten Stroms bezogen. Aufgrund der bei der Stromproduktion anfallenden Koppelprodukte Wärme und Gärreste, wird das Allokationsproblem durch eine Systemerweiterung gelöst (Abbildung 4.2).

⁴Zur ganzjährigen Versorgung wird eine Lagerung der Zuckerrüben als Brei in einer Lagune unterstellt.

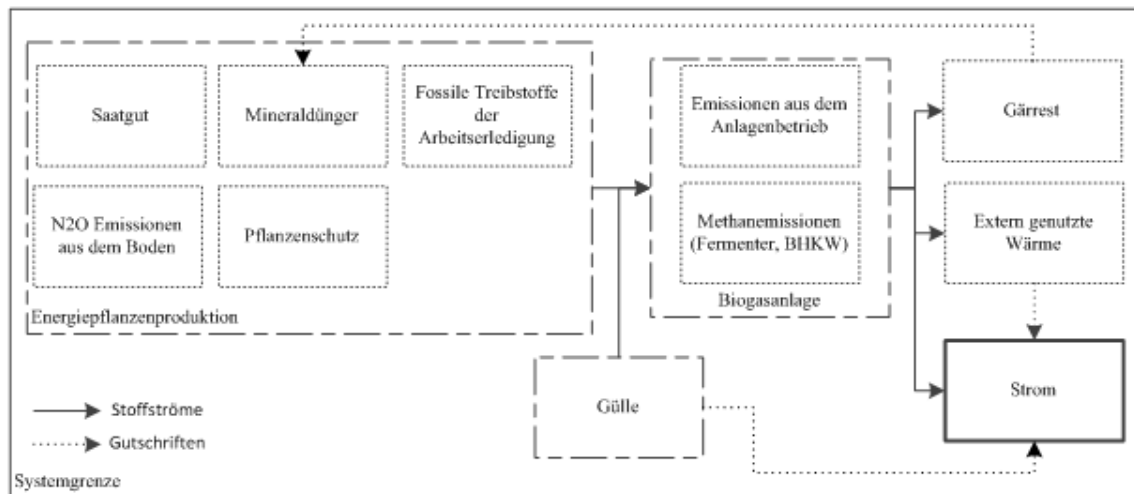


Abbildung 4.2: Systemgrenze der Treibhausgasbilanzierung.
Quelle: Eigene Darstellung

Als generische Datengrundlage für Emissionen aus dem Energiepflanzenanbau wird die ENZO2 Datenbank verwendet, die im Rahmen des EU-geförderten bio-grace Projekts für Biotreibstoffe entwickelt wurde [215]. ENZO2 ist von der Bundesregierung als Datengrundlage zur Bestimmung des Treibhausgasminderungspotentials von Biokraftstoffen anerkannt. Dies ist auch vor dem Hintergrund der in der Einleitung beschriebenen Verordnungsermächtigung von Bedeutung. Eingesetzte Mengen an Saatgut, Pflanzenschutzmittel, fossiler Treibstoffe und Mineraldünger werden der Berechnung der Substratbereitstellungskosten entnommen.

Lachgasemissionen aus dem Energiepflanzenanbau werden standortspezifisch auf Basis der Erträge sowie der Mengen an organischen und mineralischen Düngern gemäß der Tier-1 Methodik berechnet [216]. Es werden direkte Emissionen aus der organischen und mineralischen Düngung sowie indirekte Emissionen aus dem Oberflächenabfluss (leaching) und Verflüchtigungen (volatilization) berücksichtigt.

Der Bau und Abriss von Biogasanlagen wird nicht gesondert beachtet, da er als geringfügig bezeichnet werden kann [9]. Emissionen aus dem Betrieb der Anlagen beschränken sich auf den Eigenstrombedarf, die diffusen Methanemissionen sowie Ausgasungen aus dem Gärrestlager. Der Eigenstrombedarf wird vom Anlagentyp

und der Betriebsführung der Anlage [194] bestimmt. Im Folgenden wird der Eigenstrombedarf für Biogasanlagen ohne Güllebonus auf 10% und auf 8% für Anlagen mit Güllebonus festgelegt. Strom wird aus dem konventionellen Bereich zugekauft und mit $595 \text{ g CO}_2\text{eq kWh}^{-1}$ bewertet [217]. Neben der Erhöhung des Substratbedarfs beinhalten diffuse Methanverluste (3% der produzierten Methanmenge) auch eine klimawirksame Komponente, da Methan als Treibhausgas in die Atmosphäre emittiert wird. Weiterhin ist für die THG Bilanzierung eine Annahme über das Ausgasungspotential der Gärreste notwendig [218]. Im Fall abgedeckter Gärrestentlager wird von keinen Methanemissionen ausgegangen [219], wohingegen bei nicht abgedeckten Gärrestentlagern von einem Methanumwandlungsfaktor in Höhe von 10% ausgegangen wird [219]. Abgedeckte Gärrestentlager sind für Biogasanlagen mit Inbetriebnahmezeitpunkt ab 2012 im EEG vorgeschrieben. Für Biogasanlagen mit einem Inbetriebnahmezeitpunkt zwischen 2009 und 2012 sind abgedeckte Gärrestentlager ab einer Biogasproduktion von 1,2 Millionen Kubikmeter vorgeschrieben [220]. Dies entspricht bei mittleren BHKW Wirkungsgraden einer installierten elektrischen Leistung von rund 350 kW.

Neben den Emissionen aus der Substratbereitstellung und dem Anlagenbetrieb müssen vermiedene Emissionen aus der Vergärung von Wirtschaftsdüngern und der Bereitstellung von extern nutzbarer Wärme berücksichtigt werden. Werden Wirtschaftsdünger dem Fermentationsprozess der Biogasanlage unterzogen, sinkt das Ausgasungspotential im Vergleich zu nicht fermentiertem Wirtschaftsdünger [221]. Vermiedene Emissionen werden der Anlage daher angerechnet. Im Gegensatz zur Anrechnung eines festen Wertes [212], wird hierzu, in Analogie zu den Berechnungen des deutschen Treibhausgasinventar [206], ein anlagenspezifischer effektiver Methanumwandlungsfaktor berechnet. Hierzu wird anhand der landkreisspezifischen Verteilung von Mastschweinen und Milchkühen das Methanpotential einer standortspezifischen Tonne Wirtschaftsdünger ($\text{CH}_4^{\text{Gülle}}_{i,l}$) geschätzt. In einem zweiten Schritt werden die Methanumwandlungsfaktoren der Güllelagerung ($\text{MCF}^{\text{Gülle}}_{i,l}$) bestimmt [222]. Davon wird das Produkt aus Methanumwandlungsfaktor des Gärrestes ($\text{MCF}^{\text{Gärrest}}_{i,l}$) und dem Restgaspotential (μ_{offgas}) abgezogen. Mithilfe der Dichte ($0,67 \text{ kgCH}_4\text{m}^{-3}\text{CH}_4$) und dem Methan GWP wird

die Gutschrift in kgCO₂eq je Tonne Wirtschaftsdünger umgerechnet:

$$G_{i,l}^{\text{Gülle}} = CH_{4,i,l}^{\text{pot}} (MCF_{i,l}^{\text{Gülle}} - MCF_{i,l}^{\text{Gärrest}} * \mu_{\text{offgas}}) * 0,67 \text{ kgCH}_4 \text{ m}^{-3} \text{CH}_4 * 23 \text{ kgCO}_2\text{eq kg}^{-1} \text{CH}_4 \quad (4.3)$$

Bei der Verstromung von Biogas in einem BHKW entsteht neben der intern benötigten Wärme für das Beheizen des Fermenters im Regelfall ein Überschuss, welcher extern verwendet werden kann und dabei fossile Energiequellen substituiert. Der verwendete Datensatz erlaubt keine Ableitung anlagenspezifischer Wärmelieferungen. Im Folgenden werden pauschal 35% externe Wärmenutzung unterstellt [194] und je gelieferter kWh_{th} 0,295 kgCO₂eq kWh_{th}⁻¹ der Anlage gutgeschrieben [223].

4.3 Ergebnisse

Für die Biogasproduktion in Deutschland berechnet das Modell den Einsatz von rund 85 Millionen Tonnen Substrat. Davon entfallen in der Referenzsituation auf Silomais 46 Mio. Tonnen, 27 Mio. Tonnen auf Wirtschaftsdünger und 10 Mio. Tonnen auf GPS. Winterweizen wird nahezu nicht eingesetzt. Zuckerrüben spielen im Durchschnitt mit 1,6 Mio. Tonnen eine insgesamt untergeordnete Rolle. Regional kann der Einsatz jedoch bedeutend sein. Eine räumliche Analyse des Modellergebnisses zeigt, dass Zuckerrüben in der Referenzsituation lediglich vereinzelt eingesetzt werden. Dabei konkurriert die Zuckerrübe im Modell in den überwiegenden Fällen mit GPS. GPS weist in Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern und in Teilen Brandenburgs eine höhere Vorzüglichkeit als Silomais auf, da dieser in den angesprochenen Regionen durch niedrige Frischmasseerträge gekennzeichnet ist.

Auf Basis der berechneten Substratmengen werden weiterhin die regionalisierten Treibhausgasemissionen für die Biogasproduktion in Deutschland in der Referenzsituation berechnet. Es ergeben sich im Mittel über alle betrachteten Anlagen 0,159 kgCO₂eq pro produzierter Kilowattstunde Strom. Diese setzen

sich zusammen aus Gutschriften für die externe Wärmenutzung ($-0,111 \text{ kgCO}_2\text{eq kWh}_{\text{el}}^{-1}$) und Wirtschaftsdüngervergärung ($-0,027 \text{ kgCO}_2\text{eq kWh}_{\text{el}}^{-1}$) sowie Emissionen aus der Substratbereitstellung ($0,111 \text{ kgCO}_2\text{eq kWh}_{\text{el}}^{-1}$), Methanschlupf ($0,124 \text{ kgCO}_2\text{eq kWh}_{\text{el}}^{-1}$), dem Eigenstrombedarf ($0,048 \text{ kgCO}_2\text{eq kWh}_{\text{el}}^{-1}$) und den klimawirksamen Emissionen aus der Gärrestentlagerung ($0,013 \text{ kgCO}_2\text{eq kWh}_{\text{el}}^{-1}$). Der positive Einfluss der Güllevergärung, gekennzeichnet durch die Angabe ob eine Biogasanlage den Güllebonus erhält, wird im Modell abgebildet (Abbildung 4.3).

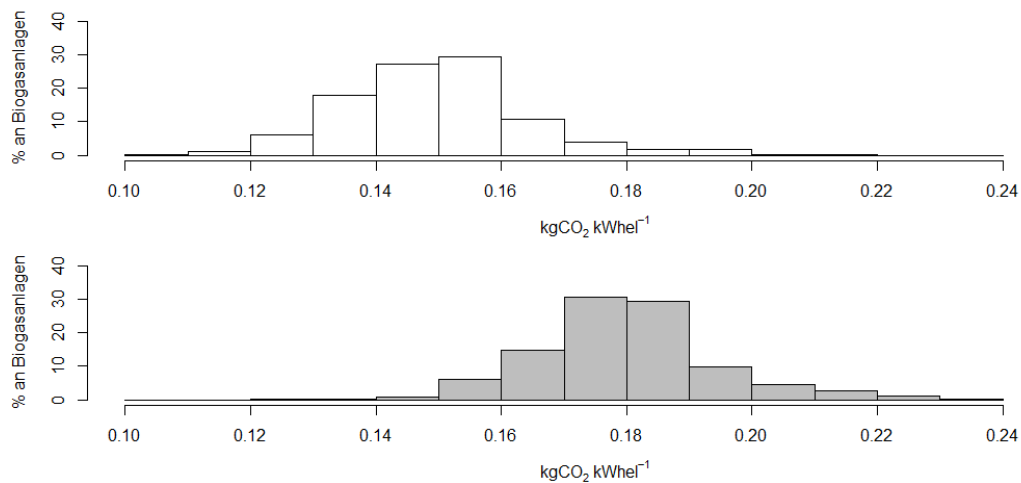


Abbildung 4.3: Verteilung der Treibhausgasemissionen der Biogasproduktion in Deutschland nach Biogasanlagen mit Güllebonus (oben) und ohne Güllebonus (unten).

Quelle: Eigene Berechnungen

Werden die Treibhausgasemissionen auf Ebene der Landkreise aggregiert, ergeben sich regionale Unterschiede (Abbildung 4.4). Die höchsten Emissionen errechnen sich im Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern sowie Teillagen der Mittelgebirge. Niedrige Treibhausgasemissionen ergeben sich in weiten Teilen Niedersachsens sowie im nördlichen Nordrhein-Westfalen.

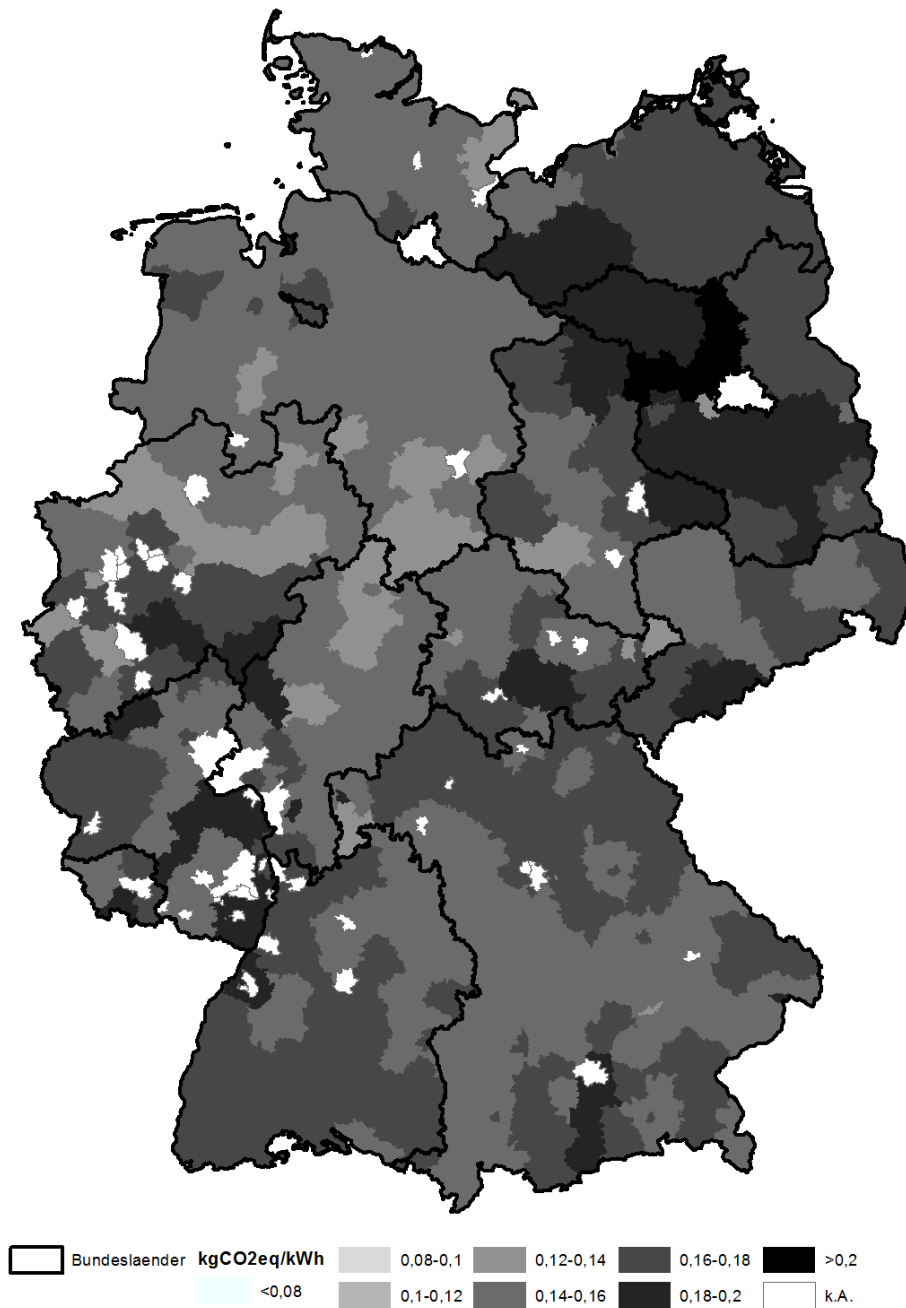


Abbildung 4.4: Treibhausgasemissionen der Stromproduktion aus Biogas in kgCO₂eq kWh_{el}⁻¹ auf Ebene der Landkreise).
 Quelle: Eigene Berechnungen; Kartengrundlage: ©GeoBasis-DE / Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, 2013.

4.4 Diskussion und Schlussfolgerungen

Silomais stellt im Modell das Substrat mit dem größten massebezogenen Anteil dar. Die unterstellte Einsatzmenge in Höhe von rund 46 Millionen Tonnen entspricht bei einem angenommen durchschnittlichen Ertrag in Höhe von 45 Tonnen Frischmasse pro Hektar rund 1 Million Hektar Anbaufläche. Diese Angaben konvergieren auch mit bisherigen Schätzungen anderer Institutionen bezüglich Anbauumfängen und Einsatzmengen [64]. Vorhandene Erfahrungswerte im Anbau, vergleichsweise einfache Erntelogistik, hohe Methanhektarerträge und die ökonomische Vorzüglichkeit führen zu einer weit verbreiteten Nutzung des Silomais [53].

Der Einsatz der Zuckerrübe spielt im Durchschnitt aller landwirtschaftlichen Biogasanlagen auch in der Praxis derzeit noch eine untergeordnete, aber zunehmende Rolle [194]. Das vorgestellte Modell ist jedoch noch nicht in der Lage, die vielfältigen Einsatzverfahren der Zuckerrübe in der Biogasproduktion ausreichend darzustellen. Neben der Frischverfütterung der Rüben ab Feld, ist auch die Silierung für einen ganzjährigen Einsatz der Zuckerrübe möglich. Im Modell wird eine Lagunenlagerung unterstellt und diese mit 7 € t^{-1} Lagerkosten bewertet. In Abhängigkeit einer Veränderung der Lagerkosten kann die Zuckerrübe standortspezifisch deutlich an ökonomischer Vorzüglichkeit gewinnen.

Der Vergleich von Treibhausgasemissionen ist durch unterschiedliche, den Studien zugrunde liegenden Annahmen, teilweise stark erschwert [208]. Dennoch kann für die berechneten Treibhausgasemissionen festgestellt werden, dass diese im üblichen Rahmen der publizierten Werte liegen. Eine deutsche Untersuchung, mit Silomais als Energiepflanze für die Biogasproduktion, berechnet 0,058 bis 0,179 $\text{kgCO}_2\text{eq kWh}_{\text{el}}^{-1}$ [9]. [224] berechnen auf Basis von Modellanlagen Emissionen zwischen -0,04 und 0,36 $\text{kgCO}_2\text{eq kWh}_{\text{el}}^{-1}$. In Bezug auf die verwendete Methodik der Treibhausgasbilanzierung lassen sich Unterschiede zu anderen Studien, insbesondere im Bereich der mineralischen Düngung für den Energiepflanzenan-

bau feststellen. Im Gegensatz zum hier vorgestellten Modell wird Mineraldünger als Residualgröße zwischen Sollwert/Bedarf und Rücklieferung über Gärreste betrachtet und nicht z.B. als Entzugswert berücksichtigt, um gleichzeitig den Nährstoffanfall in Form von Gärresten der Kultur gut zu schreiben. Weiterhin wird in der Praxis oftmals mit einer durchschnittlichen Menge an Nährstoffen je Volumeneinheit Gärrest kalkuliert. Sowohl die Kalkulation fester mineralischer Nährstoffmengen als auch die Betrachtung eines durchschnittlichen Gärrestes ist enger an der landwirtschaftlichen Praxis orientiert, führt aber in der modellhaften Betrachtungsweise zum Problem, dass die Gutschriften des Gärrestes nicht mehr den einzelnen Kulturen zugerechnet werden können. Die indirekte Anrechnung der Gärreste über die primäre Berücksichtigung der Nährstoffe, die von der betreffenden Kultur in das System eingetragen werden, vereinfachen die Operationalisierung der Treibhausgasbilanzierung nicht unzulässig, da Nährstoffe, die originär von einer Energiepflanze stammen, jedoch auf anderen Kulturen im Betrieb ausgebracht werden, Mineraldünger an anderer Stelle substituieren. Die Treibhausgasbilanz der betrachteten Biogasanlagen ist weiterhin im großen Maße abhängig von den diffusen Methanemissionen, die, im Gegensatz zu vorliegenden Studien, mit 3% angenommen werden. In der Praxis ist mit einer hohen Spannbreite der diffusen Methanverluste und im Regelfall mit höheren Werten im Vergleich zu den Standardwerten zu rechnen [224]. Der vorliegende Datensatz erlaubt keine Berechnung anlagenspezifischer Wärmenutzungsgrade. Die pauschale Annahme von 35% stellt daher eine notwendige Vereinfachung dar. Die Möglichkeit, Wärme an externe Abnehmer zu liefern ist standortabhängig von Anlage zu Anlage unterschiedlich. Höhere Wärmenutzungsgrade durch optimierte Wärmekonzepte können im praktischen Anlagenbetrieb vorgefunden werden [194] und damit die Treibhausgasbilanz verbessern.

Im räumlichen Kontext zeigen die Bundesländer Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen vergleichsweise geringe Treibhausgasemissionen pro kWh Strom auf. Dies ist zum einen in guten agrarstrukturellen Produktionsstrukturen begründet.

Zum anderen in höheren Frischmasseerträgen für Silomais bzw. Biomasse im Vergleich zu z.B. Brandenburg mit ebenfalls guter Agrarstruktur. Gleichzeitig führt ein vergleichsweise hoher Einsatz von Wirtschaftsdüngern in diesen veredelungsstarken Regionen zu weiteren Einsparungen an Treibhausgasen pro funktioneller Einheit.

Zukünftig können mit dem Modell weitergehende Fragestellungen beantwortet werden. So erlaubt der Lösungsalgorithmus die Berechnung notwendiger standortabhängiger Produktionskosteneinsparungen je Tonne und je Hektar, um die Zuckerrübe aus ökonomischer Perspektive vorzüglicher für die Biogasproduktion zu gestalten. Die Auswirkungen eines umfangreicheren Zuckerrübeneinsatzes in Biogasanlagen in Hinblick auf den ökologischen Indikatoren Treibhausgasemissionen können ebenfalls regionsspezifisch im Gegensatz zum hier berechneten Referenzszenario bewertet werden. Auch in diesem Zusammenhang lassen sich mit Unterstützung ökonomisch bewerteter ökologischer Vorzügen regionalisierte Anreizinstrumente für einen gezielten Substrat- bzw. Zuckerrübenanbau für die Politikberatung generieren. Zukünftig können mit dem Modell regionalisierte Treibhausgasvermeidungskosten berechnet und darauf aufbauend Politikstrategien abgebildet werden.

Zur weiteren Absicherung der Modellergebnisse sollen in weiteren Schritten Methanerträge, die Auswirkung von unterschiedlichem Zuchtfortschritt für Silomais und Zuckerrüben oder auch der Einfluss der Substrataufbereitung sowie Lagerungsverluste von Zuckerrüben auf die ökonomische Vorzüglichkeit der Zuckerrübe und die Treibhausgasemissionen der Stromproduktion aus Biogas untersucht werden. Die im Referenzszenario vorliegenden Ergebnisse zeigen jedoch bereits, dass standortabhängig die Zuckerrübe als Alternative zum Silomais ein ökonomisch gleichwertiges Substitut darstellen kann. Insbesondere empfiehlt sich die Zuckerrübe aufgrund ihres Potenzials geringerer negativer externer Effekte im Vergleich zum Silomaisanbau [198], deren ökonomische Auswirkungen hier noch unzureichend abgebildet wurden. Eine feste und regional unabhängige Eta-

blierung der Zuckerrübe in Biogasfruchtfolgen setzt jedoch weitere züchterische Fortschritte zur Steigerung der Methanhektarerträge, z.B. durch eine späte Ernte und höhere Trockenmasseerträge, eine Senkung der Produktionskosten und, insbesondere für den ganzjährigen Einsatz, ein logistisch einfaches und mit geringen Lagerungsverlusten behaftetes Lagersystem voraus.

Danksagung

Das Verbundprojekt wird finanziell durch die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. vom Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft unterstützt.

Kapitel 5

Economic optimization of feedstock mix for energy production with biogas technology in Germany with a special focus on sugar beets - Effects on greenhouse gas emissions and energy balances

Sebastian Auburger, Anna Jacobs, Bernward Märländer und Enno Bahrs

Der Originalbeitrag ist in ähnlicher Form in Renewable Energy, 89 (2016): Seiten 1-11 (DOI: 10.1016/j.renene.2015.11.042) erschienen.

Der Abdruck erfolgt mit freundlicher Genehmigung des Verlages.

Beitrag eingereicht am: 30.04.2015

Beitrag angenommen am: 16.11.2015

Beitrag veröffentlicht am: 13.12.2015

5.1 Introduction

The promotion, establishment and subsidization of renewable energies worldwide are mainly justified by their low greenhouse gas (GHG) emissions [225], positive net energy balances and potential for satisfying future energy demand [226] in contrast to fossil energy sources. Hence, our approach in this study focused on GHG emissions and energy balances because both are key indicators for a sustainable energy supply. By the end of 2013, more than 25% of the gross electricity use and 9% of the heat consumption in Germany were provided by renewable energy sources [227]. Renewable energy is predicted to account for 80% of the electricity production in Germany by 2050[228]. One part of this energy mix is the power production in biogas plants (BGPs) with combined heat and power units (CHP) which are regarded as a technology that protects the environment and helps to avoid climate change [229]. In the context of GHG emissions and analogous to EU biofuel regulations, in the future, a certain mitigation potential may be required to receive subsidies for power production based on biogas [25]. For agricultural BGPs, GHG emissions and energy balances depend highly on the feedstock used [7, 8] and, in the case of energy crop production, on the regional production circumstances [9, 10].

However, energy crops, especially silage corn (SC), are currently the most-used feedstock in BGPs in Germany [195], primarily because of their low production costs [14, 15]. In particular, production of SC faces accusations of negative side effects: the risks of decreasing biodiversity [93], increasing soil erosion [15] and decreasing social acceptance of the biogas technology [4] are discussed in the context of increased SC production in Germany. Sugar beets (SB) could be a potential supplement to reduce the mentioned negative side effects of BGPs, especially as they are a fast degradable feedstock [230]. Given that the operations of existing BGPs are bound to their current physical location and that further technological development of BGPs in Germany is unrealistic [26], the potential

for reducing the GHG emissions associated with biogas production lies in digesting energy crops of a reduced input-intensity. For example, SB production is characterized by low fertilizer input [197] which implies that it has an economic and environmental advantage [231]. In general [198], found that high yields with low environmental impacts could be obtained and [196] reported high methane yields and high energy outputs for SB. The joint project „The sugar beet as an energy crop in crop rotations on highly productive sites - an agronomic/economic systems analysis“ evaluates different crop rotations in Germany with a special focus on SB as a feedstock for BGPs[149]. Therefore, the following hypotheses are to be verified in our study:

1. The GHG emissions and energy balances of power production based on biogas in Germany depend on the regional production circumstances of the different energy crops.
2. Integrating SB into the feedstock mix of BGPs results in lower GHG emissions and improved energy balances of biogas production.

We thereby propose an economic/ecologic model which is described in the following section.

5.2 Materials and methods

5.2.1 Overview of model setup

Our model contained 7909 geocoded BGPs in Germany and comprise four major sub-models which are executed for each BGP successively and separately with regional input variables (Table 5.1). (i) The feedstock production costs per ton were calculated as variable costs considering the regional production circumstances and the BGP size. (ii) The feedstock input was optimized by linear programming which included a minimization of feedstock costs subject to the feeding restrictions based on the German Renewable Energy Act (REA) and on the biological

restrictions of fermentation. Finally, two ecological indicators for the environmental impact of biogas production in Germany were assessed as the GHG emissions (iii) and the energy balances (iv) based on results of optimized feedstock choice for each BGP and then further aggregated on a district and national level.

Table 5.1: Overview of the sub-models, input parameters and model output on biogas plant (BGP) level.

	Sub model	Model parameters	Model results
i	Calculation of regional feedstock production costs	Local yields and average field size, size of the BGP (kW_{el})	Feedstock production costs in € t^{-1} for silage corn, sugar beet, winter wheat as whole plant silage and grain
ii	Linear model of optimized feedstock mix	Feedstock production costs in € t^{-1} (target function), full load hours of the CHP, size of the BGP (kW_{el}), local ratio between cattle and pig numbers, manure input bonus	Feedstock mix in t y^{-1} as the proportion of silage corn, sugar beet and winter wheat as whole plant silage and grain
iii	GHG emissions	Feedstock mix in t y^{-1} , GHG emissions of feedstock production, GHG emissions of BGP operation	GHG emissions of power production in $\text{kgCO}_{2\text{eq}} \text{kWh}_{\text{el}}^{-1}$
iv	Energy balance	Feedstock mix in t y^{-1} , energy consumption of feedstock production, energy demand for BGP operation	Net energy output of power from biogas in GWh y^{-1} and input-output-ratio as $\text{MJ}_{\text{fossil}} \text{MJ}_{\text{biogas}}^{-1}$

For calculating GHG emissions and energy balances, we followed the ISO 14040:2006 approach for conducting a partial life cycle analysis (LCA). Figure 5.1 shows the system boundaries of our cradle-to-grave approach in terms of the GHG emissions and energy balances.

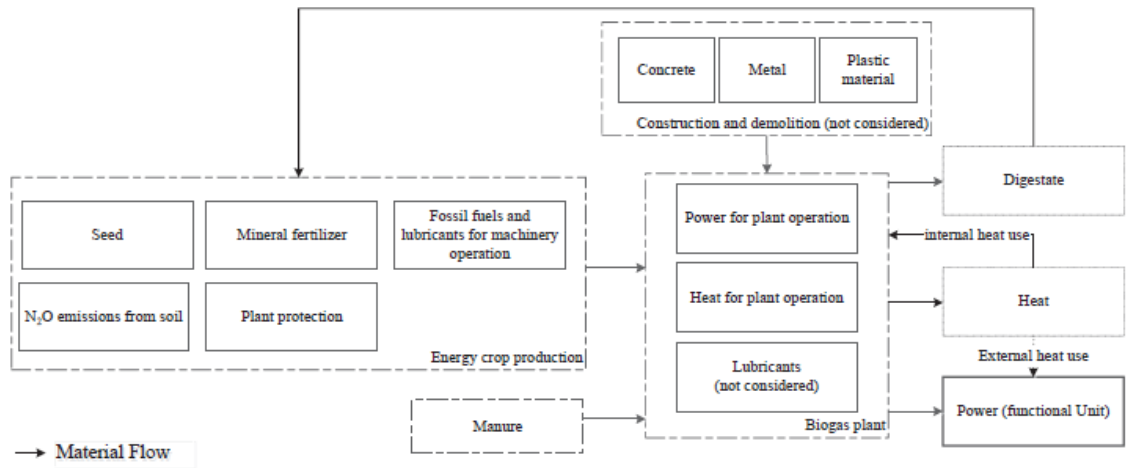


Figure 5.1: System boundary and material flows of GHG assessment and energy balancing.

The GHG emissions associated with construction and demolition of BGPs were not considered because they can be regarded as having a negligible impact [9, 232, 233, 224, 212]. The biogas digestates associated with the respective energy crops were completely recycled into the energy crop production systems. Therefore, no outputs concerning biogas digestates were considered. Given that all of the considered BGPs were operated with CHPs by assumption, we considered only the external heat use as a heat output [234]. Hence, the energy input needed for heating the digesters (internal heat use, see below) was not considered separately. Since manure was assumed to be available at the BGP sites, the GHG emissions and energy inputs associated with the manure supply were not considered [234, 154].

The regional GHG emissions and energy inputs of energy crop production were calculated by using the GHG emissions coefficients of ENZO2 [215], a GHG calculator for biofuels based on agricultural production systems that is officially accepted by the German government [235]. Yields of energy crops are derived from [147] as an average value at the district level (2008-2012). In order to evaluate future developments and policy options against a baseline scenario, we calculated the following scenarios (Table 5.2).

Table 5.2: Modeled scenarios and their effect on greenhouse gas emissions and energy balances in comparison to the BAU scenario.

Scenario	Description	Deviation to BAU scenario
BAU	Business as usual: Economically optimal feedstock mix under regional conditions (baseline scenario)	-
SBimp	Including sugar beet as an alternative energy crop	At least 25% sugar beets mass in feedstock mix implemented
B	Including future breeding progress for silage corn and sugar beet	Improvement of the FM yields by 1% a ⁻¹ for SC and 2% a ⁻¹ for SB over a 10-year time span
Powermax	Maximizing electrical power production	Full load hours of CHP: 8760 h y ⁻¹
GHGmin	Ecologically optimal feedstock mix under regional conditions (baseline scenario)	Target function as GHG emissions per t feedstock
SCmax	Restricting silage corn as an energy crop	Maximal 40% silage corn mass in feedstock ratio

5.2.2 Input data allocated to the energy crop production and manure supply

Our calculations contained the typical energy crops SC, winter wheat (whole plant) as silage (WPWW), SB, winter wheat as grain (WW) and manure. The input data regarding energy crop production refer to a 1-ha production area and were based on a German agricultural planning database [148] and adjusted by the data from our field experiments [149].

Energy crop production systems and storage losses

Within our study, the demand for fertilizer for energy crop production was calculated site specifically for phosphorous, potash and nitrogen. The phosphorous and potash needs were estimated by nutrient removals which were assumed to be linearly related to yields (Table 5.3). Due to the special characteristics of nitrogen, the amount of fertilizer (n) for crop (j) and district (l) was calculated by using the yield-specific target values (tv) advised by agricultural extension

services [200]. Furthermore, the mineral nitrogen content of the soil [9] 40 kg ha^{-1} and nitrogen return shipment from biogas digestates (r) were considered:

$$\begin{aligned}
n_{j,l} &= tv_{j,l} - 40 - r_{j,l} \\
n_{j,l} &\leq 0 : n_{j,l} = 0 \\
n_{j,l} &> 0 : n_{j,l} = n_{j,l}
\end{aligned}
\tag{5.1}$$

In our model, the nutrients were primarily supplied by biogas digestates; mineral fertilizers were a secondary source. We allocated the nutrient value of the digestates directly to the respective crop. Due to a lack of reliable data, we assumed that no nitrogen, phosphorous and potash removed within the energy crop harvested was lost during biogas production and, thus, retrieved in the digestate. The nutrients from biogas digestates caused by the manure input were not credited to the system because they would have been applied as well without digestion in the BGP in between [208]. The amount of organic nitrogen¹ that can be supplied in Germany is limited to 170 kg ha^{-1} in total [162]. Therefore, the nitrogen content of biogas digestates (d) for crop (j) and district (l) was calculated subject to yield (y), the amount of fermentation residuals (m) and nitrogen content (c) and available nitrogen (av) (Table 5.3:

$$\begin{aligned}
d_{j,l} &= y_{j,l} * m_j - c_j \\
d_{j,l} &\geq 170 : d_{j,l} = 170 * av_j \\
d_{j,l} &< 170 : d_{j,l} = r_{j,l} * av_j
\end{aligned}
\tag{5.2}$$

¹Especially in regions that feature a high share of livestock-keeping farms, phosphorus can also be a limiting factor of spreading digestates under current law [201]

The amount of seeds and plant protection were based on the literature and the experimental data from field tests conducted within our joint project (Table 5.3). The fuel consumption for equipment operations was estimated site specifically for three different average field sizes (2, 5 and 20 ha), with the degree of mechanization (equipment width and tractor power) adapted to field size. Generic data regarding fuel consumption were based on a German agricultural planning database [148]. Additionally, we interpolated the fuel consumption by harvesting and transport depending on the yield to reflect higher equipment utilization. Regarding the fuel consumption for energy crop transport, the BGP size, as installed electric power, was also considered because bigger BGPs require longer average transport distances. We assumed transportation distances of 2 km for BGPs with power outputs of up to 200 kW_{el}, 5 km for 201-500 kW_{el}, 10 km for 501-1000 kW_{el} and 15 km for BGPs greater than 1000 kW_{el}. Additionally, storage losses of 10% of the potential methane yield were considered by default for the ensiled crops SC and WPWW [212]. The SB were assumed to be stored in a lagoon system to ensure a feedstock supply at all times of the year with storage losses of 15% [213].

Table 5.3: Key data of energy crop production.

	Unit ^a	Silage Corn	Sugar beet	Winter wheat (whole- plant- silage)	Winter wheat (grain)	References
Amount of digestates	$m^3 \text{ tFM}^{-1}$	0.76	0.75	0.80	0.25	[236]
Plant available nitrogen in biogas digestate	$kg \text{ kg}^{-1}$	0.70	0.70	0.75	0.75	[203]
Nutrient removal: phos- phor	$kg P_2O_5 \text{ dtFM}^{-1}$	0.20	0.10	0.23	0.80	[203]
Nutrient removal: potash	$kg K_2O \text{ dtFM}^{-1}$	0.56	0.25	0.47	0.60	[203]
Nutrient removal: nitro- gen	$kg N \text{ dtFM}^{-1}$	0.47	0.18	0.56	1.81	[203]
Seed	$kg \text{ ha}^{-1}$	33	1.40	180	180	[148]
Plant protection (active ingredients)	$kg \text{ ha}^{-1}$	1.5	5.2	1.4	2.1	*
Dry matter	%	35**	24**	35***	85***	
Proportion of above- ground harvest residues to total biomass har- vested	%	10***		5***		
Beet/leaf or Grain/straw ratio			2.8**		1.6**	
N content harvest residu- es	%	1.1**	2.1**	3.0***	0.7**	

Annotation: *Own estimation based on field experiments; **Mean value of field experiment; ***Own estimation; ^a FM: Fresh matter

N₂O emissions due to energy crop production

Furthermore, the N₂O emissions from the soil due to energy crop production were assessed following the recommendations of the IPCC 2006 publication Tier 1 [216]. Thereby, regional nitrogen inputs via synthetic and organic fertilizer and via harvest residues depending on district specific yields were considered. However [216], did not propose default values for SC and WPWW and, therein, the proposed values for SB were modeled based on those for potatoes only. Thus, we used the mean values of our experimental fields for the nitrogen input via above-ground harvest residues (Table 5.3) completed by literature data for WPWW. For the nitrogen input via belowground harvest residues, we used the default values proposed by Ref. [216] and assumed that the value for SC was equal to that for corn and that the value for WPWW was equal to that for WW. Finally, the

emissions per hectare were converted to kg CO₂eq per ton fresh matter (tFM⁻¹) of the respective energy crop.

Specific methane yields of energy crops and manure

The specific methane yields for SC and SB were derived from the data of our field experiments. They were estimated according to ingredients and dry matter yield [149] and gave average values of 336 Nm³ (SC) and 347 Nm³ (SB) per ton dry matter (tDM⁻¹), respectively. Assuming the commonly used DM contents of 35% and 24% from German statistics [237] for SC and SB, respectively, the mean specific methane yields were 118 Nm³ tFM⁻¹ for SC and 83 Nm³ tFM⁻¹ for SB.

However, WPWW and WW as feedstock for biogas production were not included in our field experiments. Therefore, the specific methane yields were derived from the literature: for WPWW, specific methane yields of 320-325 Nm³ tDM⁻¹ [210, 238] are reported. Analogous to SC, a DM content of 35% for WPWW equaled the specific methane yield of 112 Nm³ tFM⁻¹. For WW, values between 245 and 311 Nm³ tDM⁻¹ [239, 211] are reported. Assuming a DM content of 85%, we estimated a specific methane yield for WW of up to 267 Nm³ tFM⁻¹.

We estimated the specific methane yield of the manure input (CH₄^{manure}) to each BGP in our model as a mix of cattle and pig manure as follows. The district data (l) of numbers of cattle (N^{Cattle}) and pig (N^{Pigs}) livestock were analyzed [147], and the respective specific methane yield per t manure was calculated as a weighted mean [206] based on a German agricultural planning database [101]:

$$CH_{4i,l}^{manure} = \frac{N_l^{Cattle}}{N_l^{Livestock}} * 17 \text{ Nm}^3\text{t}^{-1} + \frac{N_l^{Pigs}}{N_l^{Livestock}} * 12 \text{ Nm}^3\text{t}^{-1} \quad (5.3)$$

5.2.3 Input data allocated to biogas plants and power production

Greenhouse gas emissions from biogas plant operation

The GHG emissions from BGP operations can be divided into emissions from (i) feedstock storage systems, (ii) the feeding system, (iii) the digester and the CHP unit as methane leakage, (iv) digestate storage if non covered and (v) the energy demand of the BGP. The GHG emissions from the (i) feedstock storage and (ii) feeding systems are negligible [218]. The (iii) methane leakage rate of the entire BGP considered here was often estimated to be 1% of the total methane production [9, 240, 241], but higher estimates reached 6% [207]. [224] and [208] assumed a leakage from digesters of 1% and methane emissions from the CHP unit of 0.5% of the total methane produced. The methane leakage at the CHP unit was estimated to be 1% [8] and measured to be between 1 and 3% [209]. In our calculations, we assumed a total methane leakage from the digesters plus the CHP unit of 3% of the total methane produced.

German REA requires (iv) covered storage systems for BGPs that started operating in 2012 or later [242]. Those BGPs that started their operation between 2009 and 2012 and that use energy crops must cover their storage systems if the biogas production is $> 1.2 \text{ mio m}^3 \text{ y}^{-1}$ [220] which is approximately $300\text{-}350 \text{ kW}_{\text{el}}$. We assumed that those BGPs with more than 350 kW power installed and operation starts between 2009 and 2012 and those BGPs that started operating in 2012 or later had covered storage systems. All other BGPs were assumed to have non-covered storage systems.

[243] measured the residual methane contents of digested material (offgas) to be 3% of the total methane production. The calculations of the German GHG inventory data estimate an offgas potential of 4.6% [206]; this value was used for further estimates. In cases of non-covered digestate storage systems, we assumed

that 10% of the offgas was emitted as methane² [219]. In addition, the offgas content of digested material, as well as the methane leaked from the digesters and the CHP unit, also increases the feedstock demand as a feedback loop. Fig. 5.2 summarizes the methane emissions and the respective feedback loop.

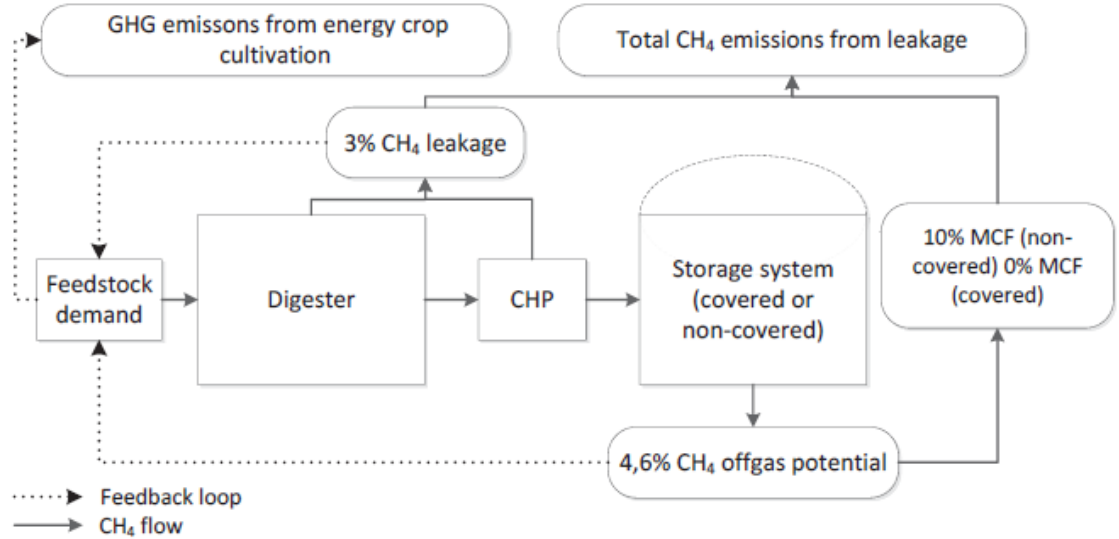


Figure 5.2: Methane (CH₄) emissions caused by methane leakage and feedback loop on feedstock demand (MCF: methane conversion factor, CHP: combined heat and power unit, GHG: Greenhouse gas).

Further (v), power consumption by the BGPs was assumed to be supplied from the conventional power market and to cause GHG emissions of 595 gCO₂eq kWh_{el}⁻¹ [217]. On average, the power consumption of a BGP itself is estimated to be 7.3-9.5% of produced power at the CHP unit although this value varies depending on the type of fermentation and management of the BGP [208, 194]. For BGPs with at least 30% of mass by manure, we assumed a power consumption of 8% because of an easy stirring of the material; in all other cases, we assumed a power consumption of 10%.

²This equals to a methane conversion factor (MCF) of 10%.

Credits for manure as feedstock in biogas plants

Processing manure in BGPs mitigates GHG emissions which would occur during conventional manure storage at the farm [221, 244]. Therefore, we credited the GHG emissions avoided as negative GHG emissions to the BGPs that had manure in their feedstock mix. Therefore, an effective methane conversion factor (MCF) was used [206]. The GHG mitigation credit ($\text{credit}^{\text{manure}}$) in $\text{kgCO}_2\text{eq t}^{-1}$ was calculated for each BGP in dependence on the amount of manure digested (i) as the difference between the MCF of the avoided manure storage system ($\text{MCF}^{\text{manure}}$) and of the residue storage system for the digested manure ($\text{MCF}^{\text{digestate}}$) which refers to the offgas potential of manure after being digested. $\text{MCF}^{\text{digestate}}$ equals 0% if the storage system of the BGP is covered and 10% otherwise [219]. The $\text{MCF}^{\text{manure}}$ in our model depends on the spatial distribution of the manure storage system (natural crust or open) at the district level (l) and the MCF adapted based on German livestock production circumstances [222]:

$$\text{credit}_{i,l}^{\text{manure}} = CH_{4i,l}^{\text{manure}} * (\text{MCF}_{i,l}^{\text{manure}} - \text{MCF}_{i,l}^{\text{digestate}} * \mu_{\text{offgas}}) * 0.67 * 23 \quad (5.4)$$

Credits for external heat delivery by biogas plants

Converting biogas to power via a CHP unit always releases heat as a byproduct. A fraction of the heat production was assumed to be used for heating the digester (internal use and was allocated within the model. Residual heat could be delivered to other purposes by substituting fossil energy sources (external use)). Thus, the external heat supply was credited to the GHG emissions of the BGP, and, in terms of the energy balance, external heat use was considered as energy output. Unfortunately, regional data quantifying the external heat use of BGPs were not available. Hence, nationally averaged data were used. In the literature, the share of external heat use varies from 30% [126] to 35% [194] of the total heat production. We assumed that 35% of the total heat production was externally used. Each kWh

of heat delivered was credited as a negative GHG emission of 0.295 kgCO₂eq which is the mean of the GHG emissions from heating oil, natural gas and stone coal weighted by the appropriate heat substitution factors for German BGPs [223].

5.2.4 Methods of economic optimization of feedstock mix

The variable production costs (PC) of energy crops in € tFM⁻¹ comprised seed (s), plant protection (p), mineral fertilizer (f) and equipment costs (e). The costs of seed and plant protection were calculated crop-specifically (Table 5.4). The costs of the mineral fertilizer depended on the energy crop (j) and district specific yields (l), and on the equipment costs according to the size of the biogas plant (i), to the energy crop, to the average field size (k) and to the district specific yields. The costs were first calculated per hectare and then extrapolated per tone feedstock (y):

Table 5.4: Costs for seed and plant protection in € ha⁻¹ for considered energy crops (SC: Silage corn, SB: Sugar beets, WPWW: Winter wheat as whole plant silage, WW: Winter wheat as grain).

	Unit	SC	SB	WPWW	WW	Reference
Seed	€ ha ⁻¹	213.4	174.27	111.6	111.6	[148]
Plant protection	€ ha ⁻¹	69	221	90	98	own estimation based on [148]

$$PC_{i,j,k,l} = \frac{s_j + p_j + f_{i,l} + e_{i,j,k,l}}{y_{j,l}} \quad (5.5)$$

The mineral fertilizer costs per hectare were calculated as average values (2010-2014), 1 € kg⁻¹ for nitrogen and P₂O₅ and 0.7 € kg⁻¹ for K₂O, on a pure-nutrient basis [70].

For equipment costs, only variable costs were considered. They were primarily from diesel use, and included the costs associated with field operation and transportation of harvest products and of digestate. The field work was assumed to be

performed by the farmer and assessed with fixed costs [148] specifically for each energy crop and for respective average field size. It was further assumed that the harvesting and transportation work was custom performed. Therefore, we estimated the duration of each working step [148] and multiplied it by the hourly fees based on German equipment pools. Furthermore, the costs were linearly interpolated with the average yield, field size and the transportation distance based on the CHP unit size (see section 5.2.2). The production cost of manure was set to 1 € t^{-1} justified by the fact that pumping or transporting manure to BGPs is often necessary because of given farm infrastructure.

The production costs for energy crops were used to determine an economically optimized feedstock mix for each specific BGP considered. The feedstock optimization was designed as a linear minimization problem [245] and solved with R package „lp solve“ for each BGP in our database. The feedstock costs were minimized subject to the energy demand of the BGPs (ED), the restrictions of fermentation biology and the input limits established by law [25, 242, 220]. The energy demand of each BGP in kWh y^{-1} was calculated based on the installed electric power, the efficiency of the CHP and the yearly full-load hours of the CHP unit. The installed electric power was part of our database, and the full-load hours were assumed to be $8,100 \text{ h y}^{-1}$. The model solution (x) as tFM y^{-1} was defined as non negative. In order to ensure a solution which is in accordance with mass restrictions of REA or scenario assumptions a „feeding activity“ (FA) had to be integrated into the linear optimization approach:

$$\min\{a^T x | Ax \leq b, x \geq 0\}$$

$$a = \begin{bmatrix} FA \\ PC_{SC} \\ PC_{WPWW} \\ PC_{WW} \\ PC_{SB} \\ PC_{Manure} \end{bmatrix}; A = \begin{bmatrix} -1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ 0.3; 0; 0.1^* & & & & & -1 \\ -0.35; -0.25; -0.2^* & & & & & 1 \\ -0.6 & 1 & & 1 & & \\ 0 & & & & 0 & \\ -0.4 & & & & 1 & \\ -0.3 & & 1 & & & \\ -0.1 & & & 1 & & \\ & -1062 & -1008 & -2617 & -706 & -ma^{**} \end{bmatrix};$$

$$b = \begin{bmatrix} 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ ED^{***} \end{bmatrix}$$

*: BGP with manure bonus and start of operation < 2012; BGP without manure

bonus and start of operation < 2012: BGP start of operation $\geq$ 2012;

** : regional energy content of manure (see equation 5.3);

*** : Energy demand of the BGP

(5.6)

5.2.5 Methods of greenhouse gas emissions and energy balance assessment

The state of the art in assessing GHG emissions is to calculate the global warming potential (GWP) equivalent to carbon dioxide [246]. In addition to carbon dioxide, methane and nitrous oxide are the most important GHGs in the context of agricultural biomass production and processing [247]. We chose GWP for a 100-year time horizon of 23 kgCO₂eq for 1 kg of methane and 296 kgCO₂eq for 1 kg nitrous oxide [214]. Updated GWPs [140] were not considered in order to maintain consistency with the official regulation [248]. In our model, the GHG emissions were expressed as kgCO₂eq kWh_{el}⁻¹ a⁻¹.

Consequently, our functional unit (FU) is 1 kWh of produced power (kWh_{el}) within one year of operation. Furthermore, our FU enables a regional evaluation of biogas production that accounts for different feedstock mixes, existing plant configurations and regional BGP numbers. The total GHG emissions of power production comprised crop production and BGP operations (Fig. 5.1). Therefore, GHG emissions were calculated per hectare of each energy crop, then, considering FM and specific methane yields, accounted for the FU and summed up with methane emissions from the BGP and respective credits.

Our approach for energy balancing of agricultural biogas production systems followed the concept of „process analysis“ introduced by Ref. [249]. Such a process analysis includes all physical material flows that are converted to energy flows. Thus, solar energy and human labor are typically not measured in the context of crop production [231]. The energy flows considered in our study are illustrated in Fig. 5.1. As indicators for energy balance, the net energy output [231] measured in kWh per year and the energy output input ratio ($\text{MJ}_{\text{fossil}} \text{ MJ}_{\text{biogas}}^{-1}$) [250] were calculated for each BGP in our database.

5.3 Results

5.3.1 Model validation

Given the fact that biogas production, its feedstock mix and its GHG emissions is not part of the official statistics of German agriculture, an exact model validation is possible for parts of the model only [41]. However, validation of the model approach is exemplified with model configurations of the BAU scenario, which represents the baseline scenario. Here, we estimated a SC input of 44.7 million t FM per year on the nation-level. Assuming 45 t ha^{-1} as the average FM yield for SC in Germany [147], the respective land use amounts to 1 million hectares, which is in good agreement with the only official rough estimation of 0.9 million hectares for SC production for biogas in Germany [64]. According to our BAU scenario, approximately 1.3 million tons FM of SB are digested in BGPs, representing 2% of the feedstock input modeled, which is in line with official estimations [251]. The electrical output of biogas plants in 2012 was estimated as 23.1 billion kWh_{el} [20] whereas the model approach estimates an output of 23.9 billion kWh_{el} . Based on district specific cattle and pig farming [147] and under consideration of manure production data [148], manure production was calculated in order to validate the assumption that manure supply is guaranteed for biogas plants considered. Only 5% of German districts have lower manure production as the calculated manure input in the BAU scenario. Therefore, the assumption that manure is available at BGPs sites is suitable.

5.3.2 Calculated feedstock input, greenhouse gas emissions and energy balances for scenarios considered

Evaluated as the means of all considered BGP, the results concerning the economically optimized feedstock input showed a dominant role of SC, followed by manure, regardless of the scenarios (Fig. 5.3). It was further indicated that WPWW

had a higher proportion than SB. According to our model, WW grain as an energy crop was negligible for the economically optimized feedstock mix for German biogas production.

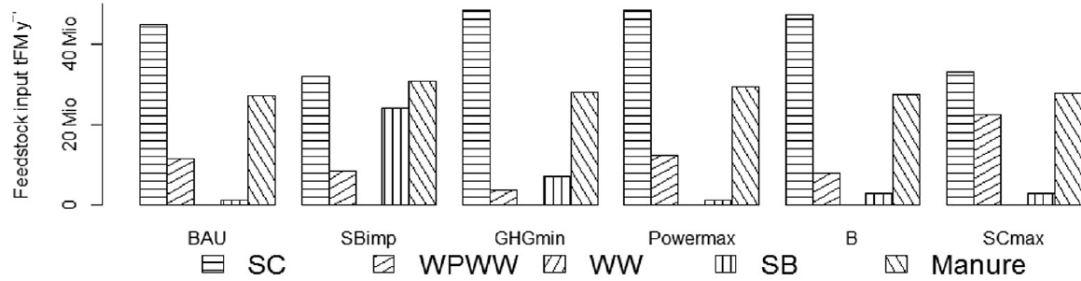


Figure 5.3: Feedstock input of modeled scenarios (BAU: Business as usual, SBimp: 25% sugar beets (SB) implemented in feedstock mix, GHGmin: Minimal greenhouse gas emissions scenario, Powermax: 8,760 full load hours per year, B: Breeding scenario, SCmax: Silage corn (SC) restricted to 40%, WPWW: Winter wheat as whole plant silage, WW: Winter wheat as grain, FM: Fresh matter).

Regarding the GHG emissions, the results varied on average between 0.149 and 0.168 kgCO₂eq kWh_{el}⁻¹ with a high variance among all BGP, which was caused by regional GHG emissions from energy crop production and different amounts of manure (Fig. 5.4). Based on the model design, the leakage (0.124 kgCO₂eq kWh_{el}⁻¹, power demand of the BGP (0.048 kgCO₂eq kWh_{el}⁻¹) and the credit for external heat use (-0.111 kgCO₂eq kWh_{el}⁻¹) were independent from calculated scenarios (data not shown). The GHG emissions caused by non covered storage tanks played a minor role for our results (0.013 kgCO₂eq kWh_{el}⁻¹) (data not shown).

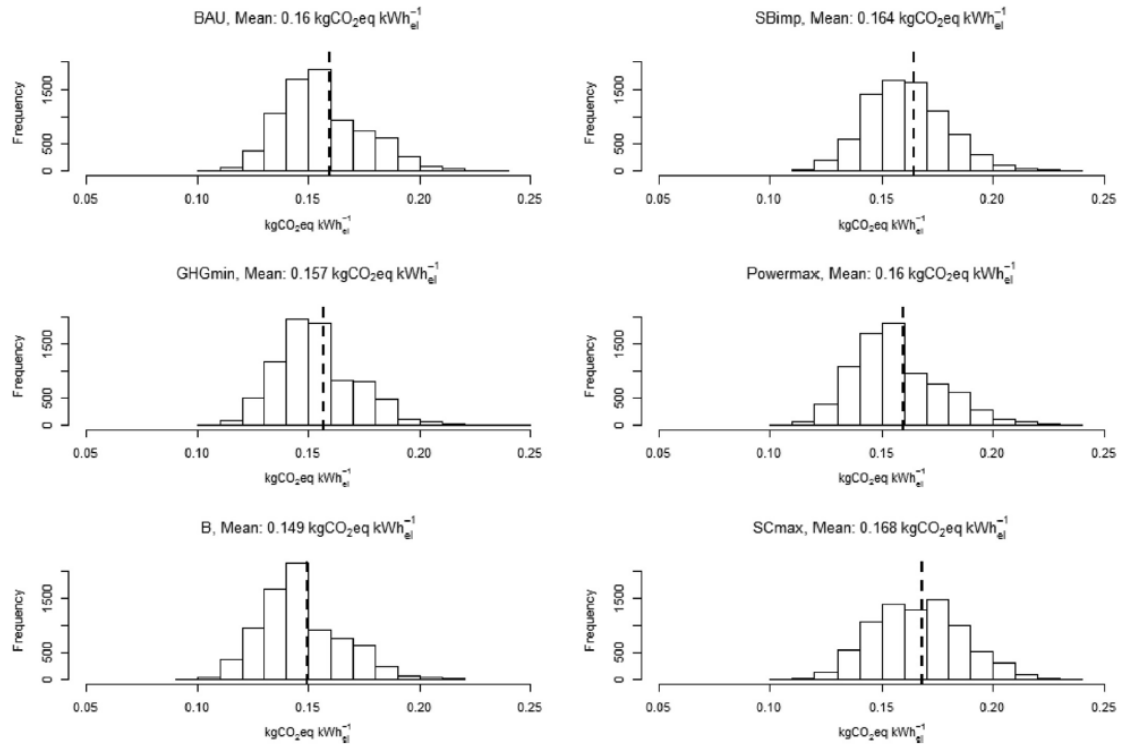


Figure 5.4: Histograms of GHG emissions for modeled scenarios; vertical dashed line represents the mean value.

Forcing SB into the feedstock mix (scenario SBimp) resulted in higher GHG emissions and a lower net energy output and deteriorated input/output ratio (Fig. 5.5, Table 5.5). In contrast, higher SB and SC yields, as simulated in our biological-technical progress scenario (B), resulted in the lowest overall GHG emissions and lowest energy input/output ratio. Minimizing GHG emissions (GHGmin) resulted in 0.157 kgCO₂eq kWh_{el}⁻¹) and a replacement of WPWW by SB (Fig. 5.4).

The results for the BAU scenario aggregated at the district level, as the district specific mean values, are presented in Fig. 5.5 which indicates the spatial dependence of the GHG emissions. In general, higher GHG emissions were indicated in Eastern Germany and in areas of secondary mountains. Comparably low GHG emissions were detected in northwestern Germany.

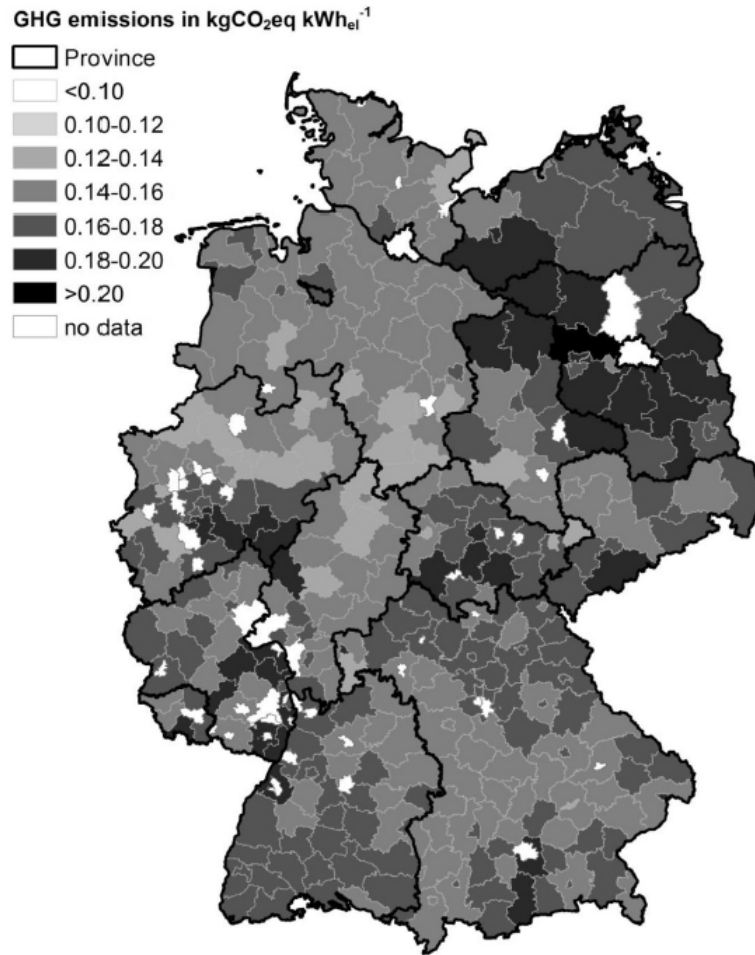


Figure 5.5: Spatial distribution of GHG emissions from BAU scenario as average value at district level.

Map source: ©GeoBasis-DE / Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, 2013.

In terms of energy balances, the highest net energy output can be generated within the scenario “Powermax” (Table 5.5). The GHGmin scenario also improves net energy output in comparison to BAU scenario, due to the fact that the amount of more GHG efficient (more energy output per GHG emitted) crops is enlarged. In average, an input output ratio of $0.666 \text{ MJ}_{\text{fossil}} \text{ MJ}_{\text{biogas}}^{-1}$ is reached throughout all scenarios. The highest input output ratio is calculated in SBimp scenario which indicates the weak performance of sugar beets in terms of energy balance.

Table 5.5: Energy balance indicators for scenarios calculated (BAU: Business as usual, SBim: 25% sugar beets implemented, GHGmin: Minimized greenhouse gases, Powermax: full load hours of CHP units equal 8760 h, B: Improvement of SC and SB yields by 1 and 2% per year over a 10 year time span, SCmax: Maximum of silage corn in feedstock ratio equals 40%).

Scenario		BAU	SBimp	GHGmin	Powermax	B	SCmax
Net en- ergy out- put	$GWh\ y^{-1}$	10.0	9.7	10.2	10.9	10.3	9.9
Input output ratio	$MJ_{fossil}\ MJ_{biogas}^{-1}$	0.664	0.675	0.664	0.664	0.660	0.669

5.4 Discussion and conclusions

In general, direct comparisons with studies about the GHG emissions and energy balances of BGPs are difficult due to different system designs [208, 250]. However, because our FU is a relative metric, we approached some comparisons. Nevertheless, it needs to be considered that our model contains just five types of feedstock without considering other energy crops, grass land or biowaste. The model approach also does not consider the spatial distributed feedstock potential. Therefore, further research is needed to estimate regional feedstock input with respect to regional agricultural circumstances e.g. silage corn for cattle production and a maximization of electrical output involved.

5.4.1 Greenhouse gas emissions and energy balances

In general, our results of GHG emissions ($0.149\text{--}0.168\text{ kgCO}_2\text{eq kWh}_{el}^{-1}$) are within the range of those of comparable studies which emphasized the broad range of GHG emissions: Without credits for the substitution of electrical power [208], reported GHG emissions from 0.354 to $0.395\text{ kgCO}_2\text{eq kWh}_{el}^{-1}$ for different scenarios under Italian circumstances. A study with a focus on SC in Germany reported GHG emissions from 0.058 to $0.179\text{ kgCO}_2\text{eq kWh}_{el}^{-1}$ [9].[199] calculated the GHG emissions from biogas production based on agricultural biomass to

be approximately 0.103-0.820 kgCO₂eq kWh_{el}. Furthermore, negative total GHG emissions (-0.243 kgCO₂eq kWh_{el}) for a BGP based on pig slurry and energy crops were also reported [240]. Our results confirmed the hypothesis of site-dependence of GHG emissions and thus GHG mitigation from biogas production in Germany. Thus, the main driver for GHG emissions was the district specific crop yield and the respective production circumstances which were also related to the size of the BGP. However, our model used fixed assumptions for GHG emissions from methane leakage, power consumptions and, as a credit, from external heat use. Among those, only the leakage rate has a major contribution to GHG emission of biogas production and needs a more technologically focused study. Emphasizing the GHG mitigation target of REA, we suggest that regional GHG emissions should be used for a differentiated subsidizing system, which would lead to a better achievement of the goals in REA. Furthermore, the economic costs of GHG mitigation from power production can be reduced by supporting sites with a high GHG mitigation potential based on their high yield potential.

Regarding the energy balances, results from comparable studies for in/output ratios are within the range of 0.105-0.400 MJ_{fossil} MJ_{biogas}⁻¹[252]. Furthermore [126], calculated an in/output ratio of 0.456 for small-scale BGPs with SC and manure as feedstock inputs and 0.341 for large-scale BGPs with manure and different types of residues as feedstock inputs. The latter study used 4% (small-scale BGPs) and 7.5% (large-scale BGPs) of the total power production as the power demand for plant operations, which is less than in our study. As also found for the calculations of GHG emissions, the main differences between our study and other reports was determined by the methodology of accounting for fertilization during energy crop production, which strongly influences the energy input side.

5.4.2 Different scenarios and sugar beets as an energy crop for biogas production

Minimization of GHG emissions from biogas production in Germany (GHG_{min}) resulted in overall emissions of 0.157 kgCO₂eq kWh_{el} which is close to the BAU scenario and indicates that economic and ecological aims of REA are met [25, 22, 220]. An enlargement of manure input would help to decrease GHG emissions further, but this would also be associated with higher production costs on BGP level. BAU results of feedstock input indicate that SB, as an energy crop for biogas production, have a distinctively lower economic value than SC and WPWW (of which 45 and 11.6 million tons FM were estimated) since variable production costs determine the feedstock input in our linear costminimizing model. Compared to WPWW, the economic and ecologic disadvantage of SB is at many sites slightly, which leads to the conclusion that SB can be a reasonable part in energy crop rotations from a holistic point of view. Consequently, we conclude that SB for biogas production do not offer, on average, an economic advantage compared to SC. Implementing a share of 25% SB into feedstock mix (SB_{imp} scenario) requires a nationwide sum of 24.2 million tons FM of SB according to SB's on-average lower methane yield per hectare [149] This increase resulted in negative effects on the nation-wide mean of input/output ratios and GHG emissions per kWh_{el}. Even in the B scenario, which assumes a 1% FM yield progress per year for SC and 2% for SB, the economically optimized feedstock mix implied an only slight increase in the amount of SB from 1.3 (BAU scenario) to 2.9 million tons FM. Overall, from a national point of view, the use of SB as an energy crop for biogas production is so far not competitive, neither economically nor ecologically, to SC. Consequently, improving the economic and ecologic competitiveness of SB depends on achieving higher yields and/or lower production costs per hectare. However, besides WPWW, SB can contribute to diversify energy crop production under the given call to reduce regional concentrated SC production.

Acknowledgements

This study was performed with support from the Federal Ministry of Food and Agriculture (105514) by decision of the German Bundestag and via the Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. within the joint project „The sugar beet as an energy crop in crop rotations on highly productive sites - an agronomic/economic system analysis“.

Kapitel 6

Assessment of grassland as biogas feedstock in terms of production costs and greenhouse gas emissions in exemplary federal states of Germany

Sebastian Auburger, Eckart Petig und Enno Bahrs

Der Originalbeitrag könnte in ähnlicher Form in Biomass and Bioenergy erscheinen.

Beitrag zur anonymen Begutachtung eingereicht am: 31.03.2016

6.1 Introduction

Through 2014, more than 8,700 biogas plants were in operation in Germany, and they generated approximately 3.9 MW of electric power [12]. There are especially high feed-in tariffs for power from biogas compared with other renewable energy sources. New feed tariffs have slowed the expansion of biogas technology since 2013. Subsidizing power production due to high feed-in tariffs was and still is justified by the lower greenhouse gas (GHG) emissions compared with fossil fuels [25]. Biogas production in Germany is mainly based on annual energy crops and manure from livestock production. Within energy crops, silage corn is the most used feedstock [194]. Grassland also provides a suitable feedstock for biogas production, which is identified as a key technology for using grassland in energy production systems [253]. In Germany, feedstock from grassland is estimated to account for 12% of the total feedstock input for biogas production [194]. Nevertheless, grassland use in a mono digesting system is risky due to both the biological balance and potential mechanical problems within the fermenter [254]. Therefore, co-fermentation of grassland is usually necessary; this requires additional manure input and other energy crops.

Permanent grassland covers 29% (4,677,100 ha) of the total agricultural land in Germany [255]. These areas, which can be used for energy production, are projected to increase due to the decrease in cattle production in certain areas [256, 257]. The elimination of the European milk quota will likely lower the cost of dairy products; as such, dairy production will increase in regions with low production costs and decrease in regions with site-specific disadvantages [258, 259]. Grassland areas in the latter regions can be used for alternative purposes such as biogas production. For example, 165,000-200,000 ha of grassland in Bavaria is estimated to be available by 2020 [260]. However, the grassland needs to be maintained to satisfy EU policy requirements [261] and can provide feedstock for regional biogas production [262]. Grass from landscape management can also

be a suitable feedstock for biogas production, if the harvesting date is properly chosen [263]. Unlike energy crop production, grass production does not require arable land, which means minimal competition with food production [264]. Further, grasslands are perennial crops that require less tillage and seeding; these factors decrease both the production costs and unit GHG emissions [265, 266]. Additionally, grassland systems can sequester carbon and further improve the GHG emission balance [267]. Compared to the common energy crops, grassland systems usually require less mineral fertilizer and pesticide input per hectare but more fuel for harvesting [268]. This impacts both production costs and unit GHG emissions.

The aim of the paper is i) to assess grassland use in German biogas production in terms of both production costs and GHG emissions on a site-specific basis. Thus, site-specific variable production costs and the GHG emissions of grassland as a feedstock in German biogas production are calculated and integrated into the existing economic-ecologic model approach of German biogas production [269]. Furthermore, the model approach is extended within this study ii) to test whether German biogas production is able to achieve a GHG mitigation potential of 60% based on the GHG emissions of the current power mix in Germany ($0.569 \text{ kg CO}_2\text{eq kWh}^{-1}$ [217]), which has already been requested for biofuels in the EU [270]. Bringing i) and ii) together, we attempt to verify the following hypotheses:

- I. Compared to energy crops from arable land, grassland is a reasonable feedstock for biogas production in some regions of Germany in terms of site-specific production costs.
- II. Compared to energy crops from arable land, grassland as a biogas feedstock helps fulfill the possible future GHG mitigation requirements per kWh power for German biogas production.

6.2 Materials and Methods

6.2.1 Yields and specific methane yields of grassland production systems in Germany

Yield data, which are estimated based on farmers' evaluations, are published by the respective Statistical Offices of the federal states at a district level. Therefore, plant heights of several fields are measured at various times to gain a representative sample. The data are then converted to yield per ha [271, 272]. The strong effect of cultivation intensity, which also affects the species composition in grassland production systems [273], is characterized by the number of cuts per year and leads to strong variations in biomass yield potential [274]. Grassland is mainly used within the farm and is not sold to customers. Consequently, gaining an accurate weight determination, which could be used for yield estimations, is not important for many farmers [275]. Due to missing data from several federal states and districts, it was impossible to apply the model across Germany. Therefore, we choose three federal states, Schleswig-Holstein, Lower Saxony, and Bavaria, that are characterized as biogas hot-spots and provide reliable data regarding grassland yield. Grassland is usually utilized as silage for biogas feedstock [276, 277]. The average biogas yield of silage from grassland is estimated to be 208 Nm³ t FM⁻¹ with a methane content of 54%; these result in a specific methane yield of 112 Nm³CH₄ t FM⁻¹ and correspond to a methane yield of approximately 320 Nm³CH₄ t oDM⁻¹, assuming an organic dry matter (oDM) proportion of 90% of dry mass (DM) and a dry mass proportion of 32% FM. This agrees with the results of several experiments [253, 278, 279, 280].

6.2.2 Input data and allocation of grassland production systems

According to [281] and [282], 3 and 4 cuts are the most preferable cutting regimes for biogas substrate production and have low methane yield differences. Therefore, we assume a production system with 3 cuts per year (Figure 6.1).

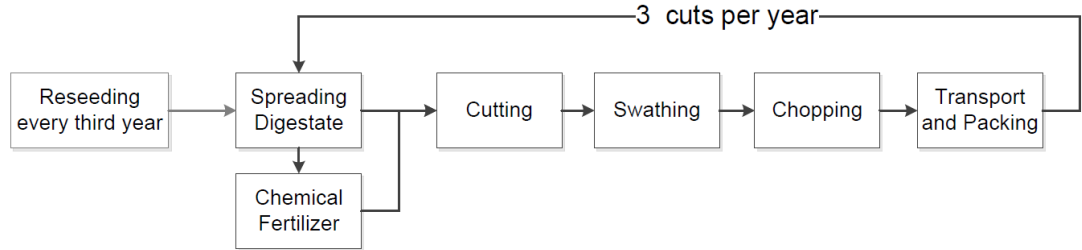


Figure 6.1: Work steps of modeled grassland production system.

Amounts and costs of mineral fertilizer

Fertilization is based on nutrient removal, which depends on the FM yields and entirely closed nutrient circles. As such, removed nutrients are allocated to the respective grassland areas. Nutrient shifts due to different feedstocks within the digestate are not considered. Phosphate (P) and potassium (K) remain in the digestate without losses [283]. Therefore, an entirely closed nutrient cycle is assumed for P and K. Nitrogen (N) fertilization is modeled different due to its unique properties. The removal of N is linearly interpolated based on DM yields [284]. The difference represents the N amount to be added to the system. The nitrogen needed is supplied by digestate, which accounts for 75% of the plant available nitrogen [203]. Furthermore, the supply via the digestate is limited to 170 kg N ha⁻¹ due to the governmental restrictions. Mineral fertilizer, which is priced at 1 € kg⁻¹ N (average value 2010-2014) [70], is only used to fill the gap in overall N removal.

Variable production costs and diesel consumption of grassland production systems

The mechanization of grassland and energy crop production systems is divided into two parts. An overall cost for cultivation until the harvest (e.g., reseedling) is considered (Table 6.1). The harvesting process is assumed to be done by a service provider; therefore, the working time is estimated and assessed with hourly charges of the agricultural contractor, including an hourly wage of 20 € h⁻¹ for the driver (Table 6.1). The diesel consumption of the machinery is linearly interpolated [148]. Assumptions for production costs are also integrated (Table 6.1). Detailed values for variable production costs and diesel consumption for the remaining energy crops (i.e., sugar beet, winter wheat as whole plant silage and grain) are integrated within the general model approach [269].

Table 6.1: Grassland and silage corn cultivation equipment costs.

		Unit				Source
Grassland cultivation						
Reseeding	€	ha ⁻¹		30		[285]
Spreading mineral fertilizer	€	ha ⁻¹		5		[286]
Costs for agricultural contractors (excl. driver wage)			Tractor/Self propelled engine	Equipment	Total	
Cutting	€	h ⁻¹	45	110	155	[287, 288]
Swathing	€	h ⁻¹	40	60	100	
Chopping	€	h ⁻¹	250		250	
Transport	€	h ⁻¹	40	50	90	
Packing	€	h ⁻¹	30		30	
Spreading digestate	€	h ⁻¹	40	60	100	
Silage corn cultivation						
Seed	€	ha ⁻¹		213		[286]
Plant protection	€	ha ⁻¹		69		[286]
Machinery costs up to harvest (2/5/20 ha average field size)	€	ha ⁻¹		105/91/85		[286]
Costs for agricultural contractors (excl. driver wage)			Tractor/Self propelled engine	Equipment	Total	
Chopping	€	h ⁻¹	600		600	[287, 288]
Transport	€	h ⁻¹	40	50	90	
Packing	€	h ⁻¹	30		30	
Spreading digestate	€	h ⁻¹	40	60	100	

Greenhouse gas emissions from grassland cultivation

Greenhouse gas emissions are expressed as kg CO₂eq over a 100-year time horizon [289]. In our study, 1 kg CO₂ equals 1 kg CO₂eq, 1 kg CH₄ is assessed as 23 kg CO₂eq and 1 kg N₂O is balanced with 296 kg CO₂eq. [214]. The recently renewed global warming factors [140] are not considered to conserve the general approach.

Greenhouse gas emission factors for grassland production inputs are based on [215], which is an officially accepted database for the production of biofuels and bioliquids. The sources of GHG emissions from grassland cultivation are seeds for reseeding, applied mineral fertilizer, fossil fuels (diesel) and N₂O emissions from soil. Changes in soil carbon stock are not considered. The assembling of machinery is not taken into account due to minimal impacts [9]. Surplus digestate, or the difference between the removal of N, N generation via mineralization and legumes and the allowed spreading limit of 170 kg N ha⁻¹ (see above), replaces mineral fertilizer elsewhere and is therefore credited to the system.

Grassland production systems with a high N input also have high N₂O emissions [290]. Studies of N₂O emissions from grassland soils have widely varying results. [291] found that emissions can vary from 0.4 to 6.5% of the applied N. [292] simulated emission factors between 8.4 and 11% for sites with mineral fertilizer and between 0.95 and 1.63% for sites with slurry fertilization. Emission factors from 0.01 to 3.56% are also found [293]. N₂O emissions are highly dependent on site-specific circumstances (e.g., soil moisture, temperature) [294], which partially explains the wide variety in study results. Furthermore, N₂O emissions differ from N applied as mineral fertilizer or slurry/digestate [295]. However, N₂O emissions are assessed following the IPCC Tier 1 method, which includes direct and indirect (i.e., volatilization and leaching) emissions [216]. To quantify N₂O emissions of mineral and organic fertilizer (see above) and the N content of above- and below-ground crop residue, biomass must be determined. The above-ground residue biomass is estimated as 30% of the harvested dry matter yield (perennial grasses) [216]. The Tier 1 method provides a default value for the ratio of below- to above-ground residues of 0.8. [296] applies a shoot:root ratio of 1:1, which is used in the following. Fresh matter yields are converted into DM yields using a default DM content of 32%.

Emissions from direct and indirect land use change

Direct land use changes are not likely in the context of annual energy crops [297]. Furthermore, conversion from grassland to arable land, which represents a direct land use change, is strongly restricted within Germany [298]. Therefore, direct land use changes were not considered in this study. However, German biogas production required approximately 1.3 Million ha of agricultural land in 2014 [64]; this is almost 8% of the total agricultural land in Germany. This result indicates that biogas production also impacts the agricultural commodities market [41, 21]. Demand for displaced products would increase prices and motivate producers elsewhere to increase production [299, 300]. The displaced production of agricultural commodities can be compensated either via increased yields (i.e., intensification of the production) or via additional cultivation of land, which is often associated with GHG emissions (iLUC) [301]. On a global scale, [297] calculated the GHG emissions from iLUC with $20 \text{ t CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ within a 20-year timeframe and proposed, for German biofuel production, GHG emissions of $5 \text{ t CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. From the perspective of global integrated markets, [302] calculated an annual effect of iLUC for biogas production in Denmark of $16 \text{ t CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ using barley as the displaced reference crop. [303] estimated an iLUC effect of $18 \text{ t CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ for Danish production. Both studies assumed a risk factor of 100% that iLUC really takes place. With a risk of 25% [304] calculated a iLUC effect of approximately $3.4 \text{ t CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ for a risk factor of 25% and $7.3 \text{ t CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (risk factor of 50%) in the context of biofuel production for 2010. Based on the grassland surplus in regions of Germany with low cattle production, iLUC-related emissions for grassland production are only considered in regions with high cattle production intensity. These are defined as districts with a livestock unit (LU) from cattle production greater than 1 LU ha^{-1} [305]. Given high uncertainty, we consider a comparatively low iLUC factor of $14 \text{ t CO}_2\text{eq ha}^{-1}$ with 25% and 50% risk factors for the scenarios; this is generally in agreement

with [304].

Extension of the linear model approach

Assuming that a biogas plant is integrated within a farm, energy crop production must compete with cash crop production due to the limited amount of arable land. Thus, opportunity costs have to be considered [126, 306]. Permanent grassland production systems do not have to compete with cash crop production because a net conversion from grassland to arable land is strongly restricted in Germany [298]. Thus, opportunity costs do not have to be considered for grassland production systems. Site-specific opportunity costs (Equation 6.1) are represented by the district specific (i) contribution margin (CM) of winter wheat (WW) as a cash crop, which can be grown almost anywhere in Germany. Site-specific yield (y), the predetermined price (p) and variable production costs (VC) are required. Variable production costs are impacted by the yield level and are estimated based on [285].

$$CM_{WW,i} = y_{WW,i} * p_{WW} - VC_{WW,i} \quad (6.1)$$

$$VC_{WW,i} = 457 + 4.9 * y_{WW,i} \quad (6.2)$$

Another approach is possible if marginal land lease prices are considered. Farmers can rent their land out to a biogas plant, which itself cultivates feedstock. Land lease prices at a district level are available from the Agricultural Census in 2010 [147] and were updated based on [307]. We consider both approaches in our calculations. Direct EU payments do not have to be considered because both grassland and arable land receive these at the same level.

The linear model approach (Equation 6.3), which is derived from linear models that minimize the cost of feed rations [308, 309], is used to minimize the feedstock costs for each biogas plant in our database. A balance line in GHG emissions for each type of feedstock is considered, and the biogas plant itself is integrated within

the model approach to limit GHG emissions per kWh. Furthermore, „Buying CO₂ emission rights“ is added to the model. The modeled biogas plant can either alter the feedstock or buy CO₂ emission rights to fulfill an exogenous fixed GHG emission limit, which can be set in the future based on biofuel regulations [25, 270]. The cost minimization strategy depends, on the one hand, on the production costs, energy contents and GHG emissions of the considered energy crops and, on the other hand, on the price of purchasing CO₂ emission rights. In Europe, the CO₂ certificate trading system was established in 2005 [310]. The average price for CO₂ certificates, which is assumed to be the lower limit of costs for CO₂ emission rights, was approximately 6 € t⁻¹ CO₂ in 2014/15 [311]. CO₂ damage costs (80 € t⁻¹ CO₂) are an alternative approach for quantifying CO₂ emissions rights and are assumed as an upper limit [312].

The objective function of the linear approach (a) contains the relative variable feedstock production cost in € t FM⁻¹, whereas the constraints (b) consist of fermentation restrictions by law and biology, the energy demand of the BGP and the GHG emissions restriction. The linear approach is composed of 10 so-called activities (columns), seven feedstock activities, an activity to control the feedstock restrictions expressed as a mass percentage, an activity containing the possibility to buy GHG emission rights and an activity representing the BGP (i.e., energy demand and GHG emissions based on plant operation).

$$\min \rightarrow \{a^T x | A_1 = b_1, A_{2-11}x \leq b_{2-11}, A_{12}x = b_{12}, x \geq 0\} \quad (6.3)$$

with

$$a = \begin{bmatrix} 0 \\ PC_{SC} \\ PC_{WPWW} \\ PC_{WW} \\ PC_{SB} \\ PC_{GL} \\ PC_{Manure} \\ P_{CO_2_Emission} \\ 0 \end{bmatrix}; b = \begin{bmatrix} 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ GHG_{max} \\ 1 \end{bmatrix} \quad (6.4)$$

$$A = \begin{bmatrix} -1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ man_{min} & & & & & & & -1 \\ -man_{max} & & & & & & & 1 \\ -0.6 & 1 & & 1 & & & & \\ 0 & & & & 1 & & & \\ -0.4 & & & & 1 & & & \\ & -1062 & -1008 & -2617 & -705 & -1008 & -14 & BGP_{kWh} \\ -0.3 & & 1 & & & & & \\ -0.1 & & & 1 & & & & \\ -0.3 & & & & & 1 & & \\ & GHG_{SC} & GHG_{WPWW} & GHG_{WW} & GHG_{SB} & GHG_{GL} & -GHG_{man} & -1000 & GHG_{BGP} \\ & & & & & & & 1 \end{bmatrix} \quad (6.5)$$

where PC_{xx} represents the variable production costs, $P_{CO_2_Emission}$ is the price for the CO_2 emission rights and GHG_{max} is the limit of GHG emissions at which the BGP is allowed to emit per year, expressed as kg CO_2eq derived from the GHG emission limit per kWh. BGP_{kWh} represents the gross energy demand of the biogas plant, inclusive losses from methane leakage, methane content of the digestate and conservation losses from feedstock. man_{min} / man_{max} are feedstock restrictions of minimal or maximal manure input and depend on the feed in tariffs

of each BGP. GHG_{BGP} is the GHG emission due to the operation of the BGP itself [269].

Scenarios considered

The baseline scenario does not consider iLUC factors, costs of CO₂ emission rights, a GHG mitigation potential for power based on biogas or the competition of arable land with cash crops. The economic competitiveness of grassland as a biogas feedstock (hypothesis I) within the considered federal states is tested with the following scenarios (different land costs for energy crops production on arable land):

- A1: Different land lease prices for arable land and grassland on a district level.
- A2: The contribution margin of winter wheat (15 € dt⁻¹) is factored into the production costs for energy crops.
- A3: The contribution margin of winter wheat (20 € dt⁻¹) is considered.

The contribution of grassland as a feedstock in biogas production to a GHG mitigation of 60% (hypothesis II) is tested in the following scenarios, which use different land lease prices for arable land and grassland and differ in the risk factor used for iLUC based on 14 t CO₂eq ha⁻¹ a⁻¹ and in the costs of CO₂ emission rights:

- B1: 25% iLUC risk factor and 6 € t⁻¹ CO₂
- B2: 25% iLUC risk factor and 80 € t⁻¹ CO₂
- B3: 50% iLUC risk factor and 6 € t⁻¹CO₂
- B4: 50% iLUC risk factor and 80 € t⁻¹ CO₂

6.3 Results

According to [15] and [14], silage corn is the economically preferred feedstock for biogas plants in Germany. For this reason, the results of the implementation of grassland are compared to this feedstock. For each considered federal state, we selected an exemplary location for a BGP to represent different production conditions within biogas hot spots in Germany. The characteristics of the examined locations are presented in Table 6.2.

Table 6.2: Characteristics of the three exemplary analyzed sites.

Location (District)	Average yield (in tFM ha ⁻¹)			Average field size (in ha)	Cattle concentration (in LU* ha ⁻¹)	Land lease (in € ha ⁻¹)	
	Silage corn	Grassland	Winter wheat			Arable land	Grassland
Rotenburg (Lower Saxony)	46.2	31.1	6.8	5	1.16	449	213
Segeberg (Schleswig- Holstein)	39.0	26.2	8.3	5	0.75	482	292
Ansbach (Bava- ria)	49.8	26.2	6.4	2	0.62	424	251

Source: [147], *LU: Livestock unit

For the 3 exemplary locations, Figure 6.2 shows the variable production cost for grassland and silage corn. The bars on the left side depict the results of the scenario with different land lease prices for arable land and grassland (A1), the two bars in the middle depict the baseline scenario and the bars on the right depict costs for silage corn in both scenarios with different contribution margins of winter wheat (A2 and A3). The latter two are compared with grassland in the baseline scenario.

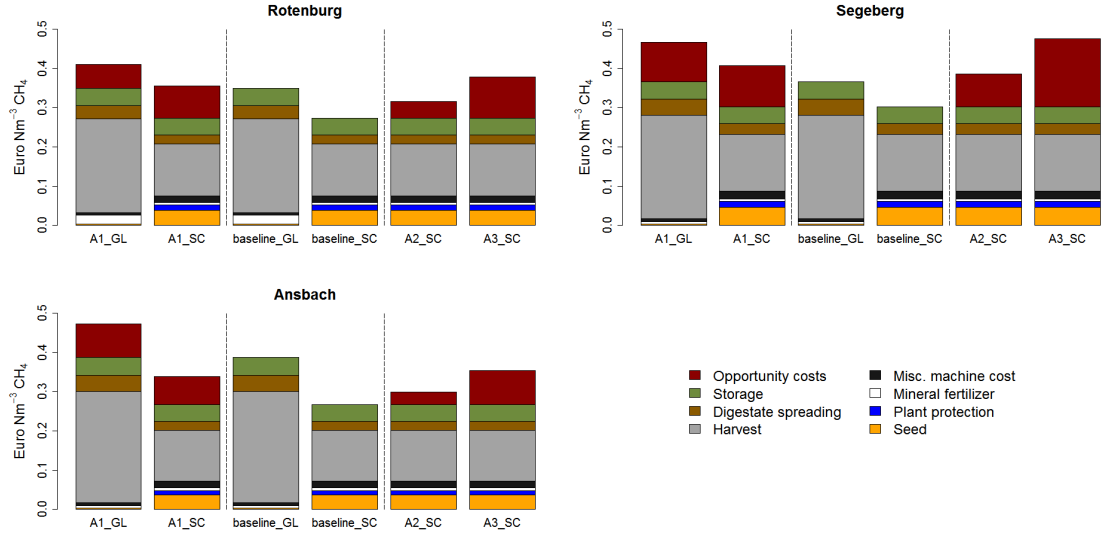


Figure 6.2: Specific variable production cost for grassland (GL) and silage corn (SC) in $\text{€ Nm}^{-3} \text{CH}_4$ for three locations with varying scenarios.

The variable production costs for methane range between 0.266 and 0.476 $\text{€ Nm}^{-3} \text{CH}_4$ for the different scenarios, regions and substrates. Seed costs, plant protection, mineral fertilizer usage and miscellaneous machine costs play a minor role in the production costs of grassland; for silage corn, these costs account for approximately 30% in the baseline scenario.

The harvest machine costs are the largest in most cases (0.129 – 0.285 $\text{€ Nm}^{-3} \text{CH}_4$). The machine costs for digestate spreading and storage are comparable across feedstocks. In most scenarios, the production costs for methane are lower for silage corn than for grassland.

With differing land lease prices (A1), the cost advantage of silage corn decreases in Rotenburg and Segeberg, whereas in Ansbach, grassland becomes relatively more expensive. Additionally, the effect of the considered land lease prices is highest in Segeberg (0.099 for grassland and 0.105 $\text{€ Nm}^{-3} \text{CH}_4$ for silage corn), followed by Rotenburg (0.061 and 0.082 $\text{€ Nm}^{-3} \text{CH}_4$) and then Ansbach (0.072 and 0.085 $\text{€ Nm}^{-3} \text{CH}_4$).

Considering the differing contribution margins for winter wheat (A2 and A3), silage corn becomes less favorable depending on the price of winter wheat and

the region. The opportunity costs vary between 0.033 and 0.174 € Nm⁻³ CH₄ across the three locations; in Segeberg, silage corn becomes more expensive than grassland with a wheat price of 15 € dt⁻¹; in Rotenburg, cost equality is between a wheat price of 15 and 20 € dt⁻¹; and in Ansbach, silage corn is still less expensive at a wheat price level of 20 € dt⁻¹.

Figure 6.3 shows the specific GHG emissions for the considered feedstocks in kg CO₂eq Nm⁻³ CH₄ at the exemplary sites. The emissions vary between 0.657 and 2.721 kg CO₂eq Nm⁻³ CH₄ for grassland and between 0.342 and 1.957 kg CO₂eq Nm⁻³ CH₄ for silage corn. Seed, plant protection, mineral fertilizer and miscellaneous machine usage account for a minimal share of the emissions (Miscellaneous). The emissions based on the silage harvest range from 0.047 to 0.106 kg CO₂eq Nm⁻³ CH₄, whereas the emissions for harvest silage corn is approximately half of the emissions caused by the harvest of grass silage.

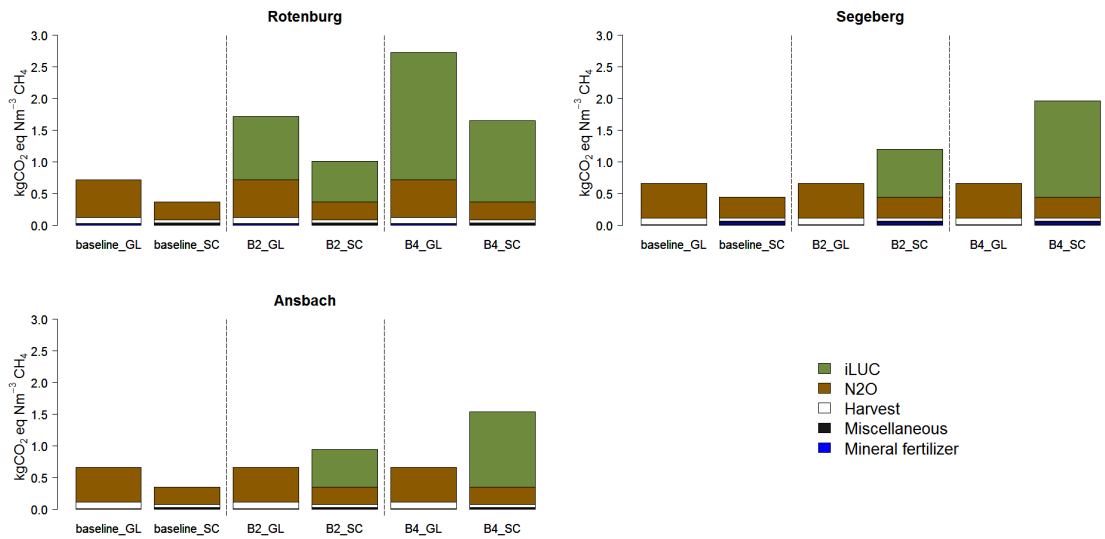


Figure 6.3: Specific greenhouse gas emission for grassland (GL) and silage corn (SC) in kg CO₂eq Nm⁻³ CH₄ for three locations with low (3.5 t CO₂ a⁻¹ ha⁻¹) and high (7 t CO₂ a⁻¹ ha⁻¹) iLUC factors.

The major consideration for GHG emissions in the baseline scenario is N₂O emissions. Those emissions vary between 0.550 and 0.594 kg CO₂eq Nm⁻³ CH₄ for grassland and between 0.274 and 0.328 kg CO₂eq Nm⁻³ CH₄ for silage corn.

Overall, silage corn has lower GHG emissions than grassland does in the baseline scenario. The iLUC scenarios lead to an increase in GHG emissions for silage corn production, whereas the iLUC-based emissions for grassland are only considered in Rotenburg. In both scenarios, the considered iLUC factor increases the emissions from silage corn by 0.595 to 1.521 kg CO₂eq Nm⁻³ CH₄ and lead to higher emissions than grassland in Segeberg and Ansbach. In Rotenburg, the iLUC-based emissions of grassland are higher than those for silage corn; therefore, the performance of silage corn is greater than in the baseline scenario.

Figure 6.4 shows the results of the modeled feedstock composition for the considered substrates in the different scenarios for fresh mass, aggregated for the exemplary federal states. In the baseline scenario, the feedstock is dominated by silage corn, which accounts for approximately 60%, followed by manure and WPWW. In the scenario with different land lease prices for arable land and grassland (A1), WPWW is replaced by grassland and sugar beet, depending on the region. In the scenarios with different contribution margins for winter wheat (A2 and A3), there is also a replacement of WPWW with grassland and sugar beet, although the share of grassland is higher. Furthermore, the results show a smaller change in the feedstock in Bavaria. The iLUC scenarios with low costs of CO₂ emission rights (B1 and B3) do not have an effect on the feedstock composition, regardless of the iLUC risk factor. The iLUC scenarios with high costs of CO₂ emission rights (B2 and B4) lead to the increased usage of grassland, and higher risk factors lead to an increased share of grassland within the feedstock mix. This substitution occurs in Bavaria at a relatively low level (maximal 5%), but in the other two states, the share of grassland increases to 20% for the scenarios with a high iLUC risk factor (B2 and B4).

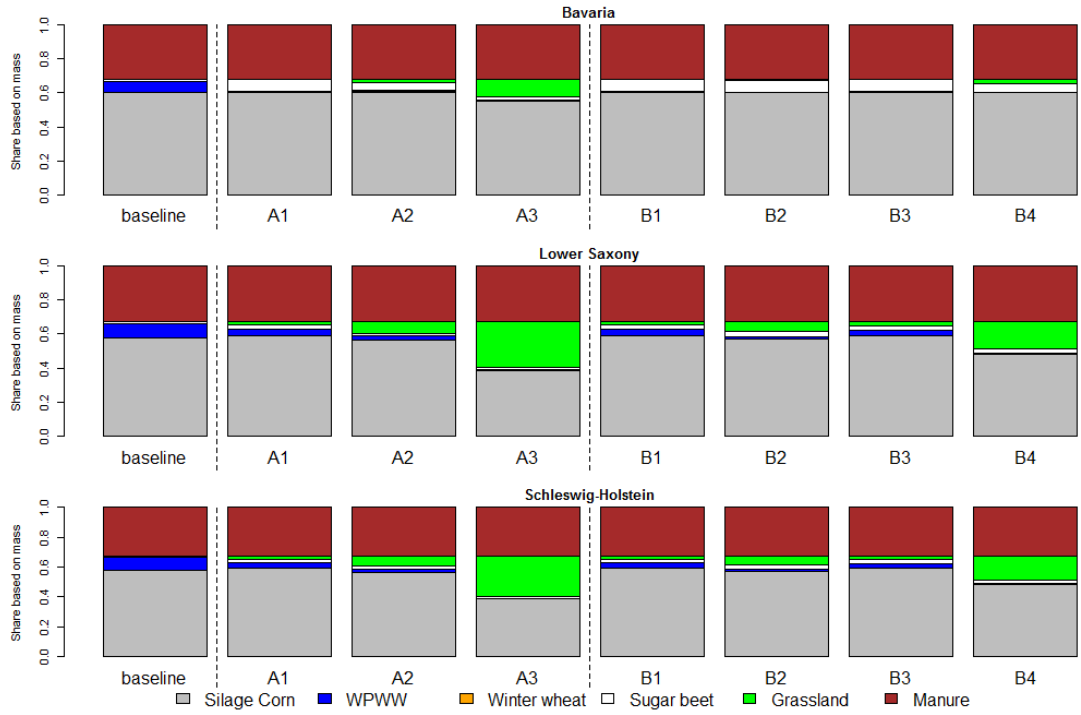


Figure 6.4: Modeled feedstock input for power production based on biogas in the considered federal states Schleswig-Holstein, Lower Saxony, and Bavaria for considered scenarios; (WPWW: Whole plant winter wheat).

6.4 Discussion and conclusions

Compared to other studies [146, 196], our results indicate that grassland is, on average and based on the variable production costs per energy unit, competitive with silage corn only if the opportunity costs of arable land are also considered. Analysis of the production costs from grassland and silage corn production shows that the main difference is harvest costs, which are higher for grassland because more passes are necessary. The different opportunity costs for arable lands and grasslands indicates that grassland can be a reasonable feedstock, especially in the federal states of Lower Saxony and Schleswig-Holstein, due to their lower silage corn yields and higher grassland yields. However, grassland is of high importance to dairy production, especially in parts of these federal states. This scarcity would require consideration of contribution margins of grassland in production costs.

Given that grassland yield is characterized by high transportation costs, small-scale spatial data are necessary to factor differing land availabilities in the model. Furthermore, farmers often use grassland from one field as feed for animals and biogas plants [92], which decreases the decisive contribution margin. [313] found that in regions of northern Germany, grassland area decreased approximately 50% from 1987 to 2007, which shows the reduced importance of grassland for cattle production. Bavaria is characterized by high silage corn yields due to the C4 characteristics of corn [266]. Even with a winter wheat price of 20 € dt⁻¹, the contribution margin results in a low share of grassland in the overall feedstock input of Bavaria (Figure 6.4). Therefore, hypothesis I must be rejected for Bavaria but can be confirmed for the northern part of Germany if opportunity costs are considered. Nevertheless, grassland could be an important substrate, depending on the local circumstances.

In terms of GHG emissions, the main difference between grassland and silage corn is the emissions caused by iLUC. Considering iLUC factors when calculating the GHG emissions is subject to high uncertainty because the magnitude of iLUC must be modeled [314]. Problems arise from causality, measuring, attribution and governance [300]. Nevertheless, considering iLUC can reverse the GHG saving potential of renewable energies [84]; thus, their consideration in a scenario analysis seems appropriate. Within this study, the iLUC effects (14 t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹) are underestimated compared with other studies [302, 89]. In the case of “Rotenburg”, which is characterized by high cattle production intensity, iLUC is also considered for grassland production systems due to an assumed shortage of feedstock for cattle production. At all other sites, iLUC is considered only for arable land due to the low cattle production intensity. This has led to ecologic advantages for grassland at these sites, which is also reflected in the scenarios with costs for CO₂ emission rights. High costs for CO₂ emission rights make feedstocks with lower GHG emissions preferable from an economic point of view, which results in a higher share of grass silage within the total demand of feedstock for

Lower Saxony and Schleswig-Holstein. For Bavaria, grass silage is significantly less realized within the scenarios, considering the cost for CO₂ emission rights. Based on the high methane yields per hectare and, therefore the low production costs of energy crops, it is still cheaper to “invest” in CO₂ emission costs (6 and 80 € t⁻¹ CO₂) than it is to switch to more expensive feedstocks. Furthermore, the relative N₂O emissions represent a differentiation of GHG emissions. The modeled N removal, which must be supplied by organic and mineral fertilizer, N generation via mineralization or grassland legumes, is similar between silage corn and grassland production systems. However, silage corn is able to generate higher methane yields per hectare [155]. This indicates a higher N-fertilizer efficiency [315] and results in relatively lower N₂O emissions per m³ methane. Hypothesis II, which states that grasslands could help fulfill the possible future GHG mitigation requirements per kWh power of German biogas production, can be only accepted for Lower Saxony and Schleswig-Holstein if iLUC factors and high prices for CO₂ emission rights are considered.

Finally, due to the lower methane yields per hectare grassland, production systems cannot compete with silage corn from the perspective of production costs and GHG emissions for many regions. Nationwide, the availability of comparable grassland yield data would allow for a nation-wide analysis and the detection of more regions where grassland is feasible as a biogas feedstock. To overcome the high productions costs and to acknowledge the ecological services of grassland, a site-dependent consideration of grassland in a tender system for biogas production in conjunction with the German Renewable Energy Act can be a suitable measure.

Kapitel 7

Diskussion und Schlussfolgerungen

7.1 Einschränkungen aufgrund verwendeter Datensätze

Die Ergebnisse der einzelnen Kapitel müssen stets vor dem Hintergrund der Datenverfügbarkeit interpretiert werden. Die Resultate der Kapitel 3, 4, 5 und 6 beruhen auf verorteten Biogasanlagen. Als Grundlage für die Georeferenzierung wurden Angaben der Übertragungsnetzbetreiber herangezogen. Hierbei ist einschränkend festzustellen, dass in den Angaben der Übertragungsnetzbetreiber die Adressen der Eigentümer der entsprechenden EEG-Anlagen hinterlegt sind und nicht der Standort selbst. Insbesondere bei größeren von mehreren überregional tätigen Investoren betriebenen Biogasanlagen besteht daher die Gefahr, dass der Standort einer Anlage falsch georeferenziert wurde. Für die überwiegende Anzahl der Biogasanlagen dürfte dies jedoch nicht zutreffen, da sie häufig als Hofanlagen, d.h. angegliedert an einen landwirtschaftlichen Betrieb, betrieben werden. Die Anschrift des Eigentümers ist in diesen Fällen häufig¹ identisch mit dem Standort der Anlage bzw. der Fehler ist tolerierbar. Als weitere Einschränkung gilt es festzuhalten, dass die Datensätze der Übertragungsnetzbetreiber vergütungsrechtlich eigenständige EEG-Anlagen beinhalten. Insbesondere in früheren

¹Im Rahmen einer stichpunktartigen Überprüfung wurden Luftbilder mit den angegebenen Adressen der Biogasanlagenstandorte verglichen und dabei eine sehr hohe Übereinstimmung festgestellt.

Fassungen des EEGs war es möglich, Biogasanlagen in kleinere Einheiten zu splitten, um den degressiven Charakter der Vergütungszahlungen teilweise umgehen zu können². Es kann daher nicht ausgeschlossen werden, dass an einem Standort mehrere kleine anstatt einer großen Biogasanlage modelliert wurden. Dies würde innerhalb des Modells zu einer Unterschätzung der variablen Substratbereitstellungskosten und der Treibhausgasemissionen führen, da für größere Anlagen höhere Transportentfernungen angenommen werden. Der Substratbedarf hingegen würde tendenziell überschätzt werden, da der Energiebedarf der Anlagen vom elektrischen Wirkungsgrad des BHKWs abhängt und für größere BHKWs bessere elektrische Wirkungsgrade unterstellt wurden. Diese Verzerrungen werden jedoch als geringfügig eingestuft, so dass trotz der aufgeführten Unsicherheiten der Datenbestand als valide eingeschätzt wird.

Die ökonomische Optimierung innerhalb des vorgestellten Modells (vgl. insbesondere Kapitel 4 und 5) erfolgt anhand der spezifischen variablen Substratbereitstellungskosten in € tFM^{-1} . Durch die Normierung auf tFM kommt den unterstellten Erträgen große Bedeutung zu. Die kleinräumigsten Erträge werden in Deutschland auf Landkreisebene durch die Statistischen Ämter erhoben. Landkreise, als administrative Einheiten, können in Bezug auf ihre ertragsbildenden Standorteigenschaften sehr heterogen sein, wodurch die Aussagefähigkeit der Ertragsangabe stark reduziert sein kann. Dies gilt insbesondere für die Zuckerrübe, deren Anbau gute ackerbauliche Standorteigenschaften voraussetzt. Präzisere Ergebnisse könnte eine regionale Ertragserfassung basierend auf einer naturräumlicher Gliederung des Erfassungsgebiets liefern. Da allerdings andere Angaben aus der Agrarstatistik (z.B. Viehzahlen in Kapitel 3) wiederum innerhalb administrativer Erfassungsgebiete erhoben werden, ist der zusätzliche Erfassungsaufwand wohl kaum zu rechtfertigen. Agrarsektormodelle behelfen sich einerseits damit, dass die landwirtschaftliche Produktion auf Landkreisebene modelliert wird [141]

²vgl. hierzu das letztinstanzliche Urteil des Bundesgerichtshofs zum weiten und engen Anlagenbegriff [316].

oder schätzen das Ertragspotential anhand linear limitationaler Produktionsfunktionen [142]. Die notwendigen Vorarbeiten für eine separate standortabhängige Ertragsmodellierung war im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht zu leisten, so dass auf die weniger präzisen jedoch gut verfügbaren Daten auf Landkreisebene zurückgegriffen werden musste. Die Richtigkeit der Annahme vorausgesetzt, dass das Ertragspotential³ landwirtschaftlicher Kulturpflanzen wesentlich von den natürlichen Standorteigenschaften determiniert wird, kann zukünftig möglicherweise eine weitere Vorgehensweise angewendet werden, um Erträge kleinräumiger skalieren zu können. Das Müncheberger Soil Quality Rating (SQR) verrechnet dabei unterschiedliche, hauptsächlich bodenkundliche Indikatoren, um eine Einschätzung des regionalen Ertragspotentials geben zu können. Die Vorgehensweise zur Berechnung der SQR-Werte ist in [317] dargestellt. Die benötigten Eingabeparameter liegen ebenfalls öffentlich zugänglich vor⁴, so dass die Berechnungsschritte in einem beliebigen GIS modelliert werden können (Abbildung 7.1).

³Der Begriff Ertragspotential wird an dieser Stelle verwendet, um die Unterschiede zum tatsächlich beobachtbaren Ertrag (z.B. durch Managementeinflüsse) darstellen zu können.

⁴vgl. hierzu für bodenkundliche Parameter die Bodenübersichtskarten in unterschiedlichen Maßstäben [318] sowie für Klimaparameter die Datenbanken des Deutschen Wetterdienstes [319].

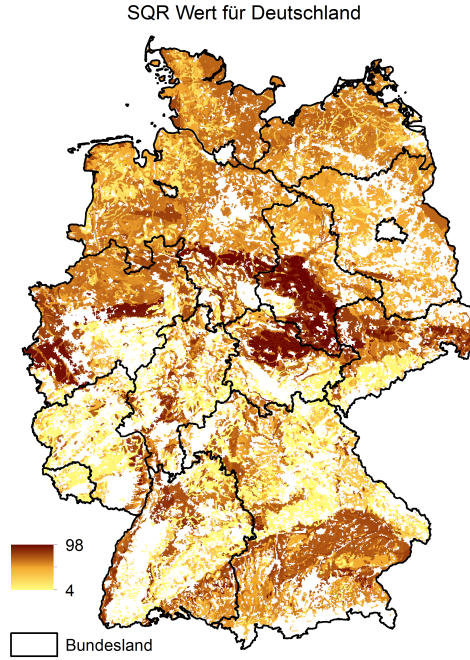


Abbildung 7.1: Darstellung von SQR Werten für Deutschland mit einer Rasterauflösung von 1km x 1km.

Quelle: Eigene Berechnungen nach [317]; Kartengrundlage: ©GeoBasis-DE / Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, 2013.

Einschränkend gilt festzuhalten, dass das SQR-Modell noch nicht für alle im Rahmen der vorliegenden Arbeit betrachteten Kulturen validiert wurde [320] und damit die Verwendung als kleinräumiger Ertragsschätzer nicht möglich war. Die Auswirkungen sollen jedoch exemplarisch für Silomais (Abbildung 7.2) vorgestellt werden. Hierzu wurden die empirisch bestimmten Landkreiserträge ($y_{Landkreis}$) auf Gemeindeebene skaliert, wobei ein Zu- oder Abschlag ausgehend vom Verhältnis aus durchschnittlichem Gemeinde-SQR Wert ($\overline{SQR}_{Gemeinde}$) zu durchschnittlichem Landkreis-SQR Wert ($\overline{SQR}_{Landkreis}$) berechnet wurde, um einen Schätzer für gemeindespezifische Erträge ($y_{Gemeinde}$) zu erhalten:

$$y_{Gemeinde} = \frac{\overline{SQR}_{Gemeinde}}{\overline{SQR}_{Landkreis}} * y_{Landkreis} \quad (7.1)$$

Diese Vorgehensweise nutzt statistisch erhobene Ertragsdaten und möglicherweise

heterogen verteilte ertragsbestimmende natürliche Standortverhältnisse gleichermaßen. Der SQR Wert wird daher lediglich in Form einer Hilfs- bzw. Skalierungsgröße angewandt, nicht als direkter Schätzer für ein real erwartbares Ertragspotential. Abbildung 7.2 zeigt im Gegensatz zu Abbildung 7.1 daher z.B. für die Bördelandschaften Mitteldeutschlands keine Produktionskostenvorteile für Silomais an, da der vor Ort statistisch ermittelte Ertrag als Bezugsgröße dient. Weiterhin zeigt Abbildung 7.2, dass die Streuung der berechneten Produktionskosten im SQR-korrigierten Fall deutlich höher ist als in der gröberen Auflösung bei der Verwendung von Landkreiserträgen. So werden z.B. Standortnachteile im Band: Schwarzwald, Schwäbische und Fränkische Alb aber auch in den Höhenlagen der übrigen Mittelgebirge deutlicher angezeigt.

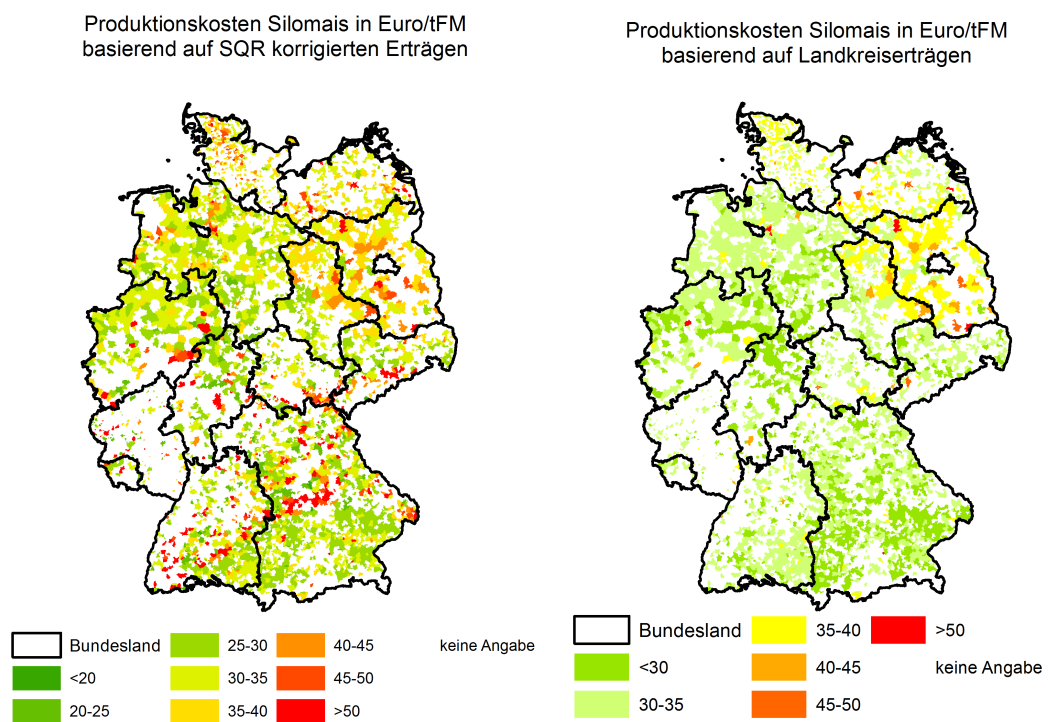


Abbildung 7.2: Auswirkungen mit Hilfe von SQR-Werten auf Gemeindeebene skaliert Landkreiserträge auf die Produktionskosten von Silomais in € tFM⁻¹. Quelle: Eigene Berechnungen; Kartengrundlage: ©GeoBasis-DE / Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, 2013.

Innerhalb des Modells würde dies zu trennschärferen Aussagen über die Stand-

orteignung der modellierten Energiepflanzen und die Konsequenzen für Treibhausgas- und Energiebilanz führen. Eine Anwendung des SQR Modells zur Skalierung von Landkreiserträgen setzt jedoch eine erfolgreiche Validierung der einzelnen Basis- und Gefährdungsindikatoren für jede betrachtete Kultur voraus.

7.2 Grenzen und Möglichkeiten der methodischen Ansätze

Die ökonomische Optimierung der Substratwahl für Biogasanlagen wird in den Kapiteln 4, 5 und 6 anhand eines linearen Programmierungsansatzes durchgeführt. Dabei wird das lineare Modell für jede Biogasanlage im Datensatz standortspezifisch, jedoch unabhängig von Nachbarschaftsbeziehungen gelöst. Im Gegensatz zu bereits etablierten Modellen der landwirtschaftlichen Primärproduktion (vgl. [141, 142]) verfolgt der gewählte Ansatz keine gesamt-sektorale oder regional-sektorale Optimierung. Vorausgesetzt wird, dass die modellierten Bestandsanlagen über ausreichend Anbaufläche für Energiepflanzen verfügen und ggf. Wirtschaftsdünger am Standort der Biogasanlage verfügbar ist. Konkurrenzbeziehungen zwischen Biogasanlagen werden nicht betrachtet, können in der Praxis jedoch nicht ausgeschlossen werden bzw. sind in Regionen mit hoher Biogasproduktionsintensität sogar wahrscheinlich. Viele Biogasanlagen werden in Deutschland in Kombination mit einem landwirtschaftlichen Unternehmen betrieben. Die Biogasanlage ist aus steuerrechtlicher Perspektive in der überwiegenden Mehrzahl der Fälle kein Teil des landwirtschaftlichen Betriebs, jedoch ist sie organisatorisch stark in die Betriebsabläufe eingebunden. So produziert beispielsweise das landwirtschaftliche Unternehmen Substrate für die Biogasproduktion, stellt Flächen für die Verbringung der Gärreste zur Verfügung oder fungiert als Abnehmer von überschüssiger Wärme. Aus einzelbetrieblicher Sicht können lineare Optimierungsansätze diese teilweise komplexen Verflechtungen durchaus abbilden [51,

321]. Auch aus pflanzenbaulich-ökonomischer Sicht gibt es Ansätze, z.B. Fruchtfolgen und Fruchtfolgeeffekte in lineare Modelle zu übersetzen, und damit die Integration der Energiepflanzenproduktion in landwirtschaftliche Betriebe zu ermöglichen [322]. Die vorliegende Arbeit versucht jedoch die Biogasproduktion aus nationaler Perspektive zu analysieren und verzichtet, nicht zuletzt aufgrund fehlender Datengrundlagen, auf die Integration landwirtschaftlicher Betriebe in den Modellansatz.

Die ökologische Bewertung der Biogasproduktion in Deutschland erfolgt in Kapitel 4, 5 und 6 anhand einer partiellen Ökobilanz. Hierzu wird die Treibhausgasbilanz je produzierter kWh Strom und in Kapitel 5 ergänzend die Energiebilanz anlagenscharf berechnet. Insbesondere der Treibhausgasbilanz der Stromproduktion aus Biogas kann vor dem Hintergrund der Zielsetzung des EEG eine besondere Bedeutung zugerechnet werden, weil sie diese Technologie im Konzert der erneuerbaren Energien aus ökologischer Sicht einzuordnen vermag. Andere Wirkungskategorien⁵, die sich bei der Ökobilanzierung von konkreten Fallbeispielen oder Bestandsanlagen anbieten, konnten aufgrund des nationalen Modellansatzes und der damit verbundenen eingeschränkten Datenverfügbarkeit nicht berücksichtigt werden. Die Ökobilanz als international anerkannte Methode zur Bewertung von Umwelt-/ Umweltfolgenwirkungen weist für Anwendungsbereiche der Landwirtschaft im Allgemeinen [323] oder für Bioenergiesysteme im Speziellen [324] teilweise große Unsicherheiten auf, da wesentliche Einflussfaktoren auf örtlichen oder klimatischen Gegebenheiten beruhen. Insbesondere die, auch dieser Arbeit zugrunde liegende, Tier 1 Methodik zur Ermittlung der Lachgasemissionen ist hier zu nennen [325]. Auch hier gilt jedoch festzustellen, dass für einen nationalen Modellansatz detailliertere Angaben zur Energiepflanzenproduktion nicht verfügbar waren, um höherwertige Tier-Methoden anwenden zu können. Basierend auf einer Monte Carlo Simulation zur Quantifizierung von Unsicherheiten einer Treibhaus-

⁵vgl. hierzu beispielsweise: Eutrophierung: [9, 7]; Versauerung: [9, 7] oder auch: Ozonabbau, Verringerung abiotischer Ressourcen und Bildung von Photooxidantien [240].

gasmodellierung konnte [212] neben dem Einfluss der Lachgasemissionen auch die Emissionen aus dem Gärrest als wichtige Einflussfaktoren auf die Variabilität der Ergebnisse der THG-Bilanz bestimmen. Auf die optionalen Bestandteile im Rahmen der Wirkungsabschätzung: Normierung, Ordnung und Gewichtung der Ergebnisse wurde verzichtet, da die Zielstellung die spezifischen THG-Emissionen bzw. die Energiebilanzierung der Stromproduktion aus Biogas und nicht eine Gesamtbetrachtung des Sektors relativ zu anderen Stromquellen beinhaltet. Eine Einordnung oder Rangbildung der Ergebnisse der Ökobilanz sowie die Zusammenfassung der Teilergebnisse mittels Indikatorwerten zu einem Gesamtwert war ebenso nicht vorgesehen.

Auf Grundlage von Nachbarschaftsbeziehungen verteilt, der in Kapitel 2 vorgestellte und in Kapitel 3 angewandte Algorithmus, Nährstoffe zwischen Gemeinden mit Aufnahmepotential und Abgabenotwendigkeit. Der Algorithmus geht dabei in seinen Iterationsschritten stets von der am stärksten belasteten Gemeinde aus und verteilt ausgehend davon die Nährstofffrachten in die am nächsten benachbarte Gemeinde. Neben den Schwächen der Vorgehensweise in Bezug auf die Datenverfügbarkeit und die Abgrenzung der Untersuchungsregion, soll abschließend betont werden, dass der Algorithmus keine ökonomische Optimierung darstellt. Diese könnte beispielsweise die in der Untersuchungsregion gesamt anfallenden Transportkosten minimieren. Diese Vorgehensweise würde mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit ein abweichendes Ergebnis nach sich ziehen, da die Lösung des Optimierungsproblems z.B. als lineares Optimierungsmodell simultan gelöst werden könnte [57, 58, 59, 60]. Die sehr hohe Zahl möglicher Transportbeziehungen (500.720^6) würde jedoch ein unverhältnismäßig großes Optimierungsproblem begründen, so dass auf die Aufstellung verzichtet wurde. Weiterhin berücksichtigt der Algorithmus keine Zeitkomponente, die notwendige Lagerkapazitäten für den Fall von Ausbringverböten für Wirtschaftsdünger (z.B. durch Nässe oder Sperr-

⁶Das Untersuchungsgebiet umfasste 1.373 Gemeinden. Für jede Gemeinde wurden alle möglichen Transportbeziehungen in einem Umkreis von 100 km berücksichtigt.

fristen) berücksichtigt.

Insbesondere für die Formulierung des ökonomisch-ökologischen Modellansatzes zur Bewertung der Stromproduktion aus Biogas (vgl. Kapitel 4, 5 und 6) sowie der Nährstoffverteilung innerhalb eines Untersuchungsgebiets (vgl. Kapitel 2 und 3) wurde die Statistik und Datenverarbeitungssoftware **R** [151] herangezogen. Großer Vorteil dieser open source Software ist der kostenfreie Zugang und die nahezu unbegrenzten Erweiterungsmöglichkeiten anhand von „packages“. Die Lösung von linearen oder anderen Optimierungsproblemen, der Zugriff auf Online-Routenplaner via API⁷-Server oder auch die Programmierung eines individualisierten Algorithmus können so auf einer Entwicklungsoberfläche vereint und damit auch innerhalb eines Projekts kombiniert werden. Die Flexibilität der Software kommt insbesondere durch die Möglichkeit zur Definition benutzerdefinierter Funktionen zustande. So können beispielsweise komplexe Teilbereiche von landwirtschaftlichen Produktionssystemen nachvollziehbar und intuitiv modelliert werden. Am Beispiel des Dieserverbrauchs eines Feldhäckslers im Rahmen der Grünlandernte (Quellcode 7.1) wird ersichtlich, dass in Zeile 1 die Rohdaten als csv-Datensatz eingelesen werden und in Zeile 2 die Ermittlung der Ausgleichsebene auf Basis des Ertrags (*yield*) und der Schlaggröße (*avgSchlag*) erfolgt. Ein Update der Teilschritte ist durch die Überarbeitung der entsprechenden csv-Datei leicht möglich ohne direkt in das Modell eingreifen zu müssen. Die Zeilen 3 bis 18 enthalten darauffolgend die Funktion mit den Parametern Ertrag (*GL_Ertrag*), Schlaggröße (*AvgSchlag*) sowie der Schnitthäufigkeit (*Schnitte*). Als Ergebnis der Funktion kann die Summe der Dieserverbräuche für 3 ($a1+a2+a3$) oder 4 ($a1+a2+a3+a4$) Schnitte in 1 ha^{-1} ausgegeben werden. Die Integration der vorgestellten Funktion in weitere Funktionen (Verschachtelung) ist ebenfalls möglich und unterstreicht die hohe Flexibilität der Software.

```
1 diesel_GL_chopping_data<-read.csv2("GL_diesel_chopping.csv")
2 diesel_GL_chopping_lin<-lm(diesel~yield+avgSchlag,data=diesel_GL_
```

⁷Application Programming Interface:

```

    chopping_data)#Ausgleichsebene
3 diesel_GL_chopping<-function(GL_Ertrag ,AvgSchlag ,Schnitte){
4   if (Schnitte==3){
5     a1<-predict( diesel_GL_chopping_lin ,data.frame(yield=c(GL_Ertrag*
6       0.45) ,avgSchlag=c(AvgSchlag)))
7     a2<-predict( diesel_GL_chopping_lin ,data.frame(yield=c(GL_Ertrag*
8       0.33) ,avgSchlag=c(AvgSchlag)))
9     a3<-predict( diesel_GL_chopping_lin ,data.frame(yield=c(GL_Ertrag*
10      0.22) ,avgSchlag=c(AvgSchlag)))
11    sum(a1 ,a2 ,a3)
12  }
13  else if (Schnitte==4){
14    a1<-predict( diesel_GL_chopping_lin ,data.frame(yield=c(GL_Ertrag*
15      0.35) ,avgSchlag=c(AvgSchlag)))
16    a2<-predict( diesel_GL_chopping_lin ,data.frame(yield=c(GL_Ertrag*
17      0.25) ,avgSchlag=c(AvgSchlag)))
18    a3<-predict( diesel_GL_chopping_lin ,data.frame(yield=c(GL_Ertrag*
19      0.20) ,avgSchlag=c(AvgSchlag)))
20    a4<-predict( diesel_GL_chopping_lin ,data.frame(yield=c(GL_Ertrag*
21      0.20) ,avgSchlag=c(AvgSchlag)))
22    sum(a1 ,a2 ,a3 ,a4)
23  }
24  else {stop("Anzahl Schnitte Gruenland nicht 3 oder 4!")}
25 }

```

Quellcode 7.1: Berechnung des Dieserverbrauchs eines Feldhäcksler bei der Grünlandernte in Abhängigkeit der Variablen: Ertrag, Schlaggröße und Schnitthäufigkeit, Quelle: Eigene Berechnungen

7.3 Analyse der Biogasproduktion in Deutschland

7.3.1 Ökonomische Implikationen der Substratwahl

Das in den Kapiteln 4,5 und 6 vorgestellte und sukzessive erweiterte Modell berücksichtigt abgeleitet aus Kapitel 3 den regionalen Wirtschaftsdüngeranfall aus der Tierhaltung in kg N haLF^{-1} . Dies erscheint sinnvoll, da eine regional hohe Nährstoffbelastung mit zusätzlichen Kosten der Gärrestverbringung einhergeht [326]. Andererseits können Gärreste für den Biogasanlagenbetreiber eine zusätzliche Möglichkeit zur Erlösgenerierung darstellen, wenn organischer Dünger, z.B. in Ackerbauregionen, knapp ist und Mineraldünger substituieren kann [327]. Basierend auf einer Schätzfunktion werden gemeindespezifische Nährstofffrachten aus der Tierhaltung entweder als Leistung (negative Kosten) oder zusätzliche Kosten geschätzt (Quellcode 7.2, Zeilen 1-8).

```
1 # Aufstellen der Schaetzgerade fuer Leistungen oder Kosten je m^3
   Gaerrest
2 cost_N<-c(-5,10) # Entsorgungskosten variieren zwischen -5 und 10
   Euro/m^3
3 amount_N<-c(0,400) # Auf Gemeindeebene besteht der Wertebereich
   zwischen 0 und 400 kgN/haLF
4 Dig_removal_lin<-lm(cost_N~amount_N) #Lineares Modell zur
   Preisschaetzung
5 Dig_removal<-function(N_Gem){ #Funktion fuer den
   gemeindespezifischen Preis je m^3 Gaerrest
6   a<-predict(Dig_removal_lin ,data.frame(amount_N=c(N_Gem)))
7   a
8 }
9
10 #Berechnung der Maschinenkosten Gaerrestdausbringung Silomais
11 macost_digestate_duration<-read.csv2("Digestate_spraying.csv") #
   Daten einlesen Zeitansaetze h/ha
12 macost_digestate_lin_duration<-lm(duration~amount+CHP,data=macost_
   digestate_duration) #Ausgleichsebene aufstellen
```

```

13 macost_digestateSC<-function(SC_Ertrag,BHKW,Gem_N){ #Funktion zur
    Berechnung der Ausbringkosten fuer Gaerreeste
14 amount1<-SC_Ertrag/10*0.76
15 a1<-predict(macost_digestate_lin_duration,data.frame(amount=c(
    amount1),CHP=c(BHKW)))*100 #Stundensatz Maschine: 100 Euro/h
16 a2<-predict(macost_digestate_lin_duration,data.frame(amount=c(
    amount1),CHP=c(BHKW)))*20 # Stundensatz Fahrer:20 Euro/h
17 a3<-ifelse(amount1*6.18>Duev_Grenze,(amount1*6.18-Duev_Grenze)/
    6.18*Dig_removal(Gem_N),0) #Zuschlag fuer N Ueberschuss aus
    Gaerrestrueckfuehrung in Abhaengigkeit der Naehrstoffbelastung
    der Gemeinde
18 sum(a1,a2,a3)
19 }

```

Quellcode 7.2: Quellcodeauszug zur Berechnung der Gärrest-Ausbringkosten in Abhängigkeit von Ertrag , installierter Leistung und gemeindespezifischem N-Anfall aus der Tierhaltung; Quelle: Eigene Berechnungen.

Die damit zusammenhängenden Leistungen oder Kosten ergeben sich dann unter Berücksichtigung des regionalen Ertragsniveaus (im Beispiel Silomais: *SC_Ertrag*). Hierzu wird in Zeile 14 die Menge des anfallenden Gärrestes berechnet (*amount1*) und in Zeile 17 diejenige Gärrestmenge für einen monetären Zu- oder Abschlag berücksichtigt, die oberhalb der Ausbringobergrenze in Höhe von 170 kg N haLF⁻¹ (*Duev_Grenze*) liegt. Die Höhe des monetären Zu- oder Abschlags je Hektar ergibt sich aus dem in den Zeilen 1-8 aufgestellten linearen Modell in Abhängigkeit des gemeindespezifischen N-Anfalls aus der Tierhaltung (*Gem_N*) in € m⁻³, multipliziert mit der Überschussmenge. Abbildung 7.3 stellt die regionalen Auswirkungen dieses Modellmoduls am Beispiel des Produktionsverfahrens „Silomais“ dar. Deutlich sind hierbei die Nährstoffüberschussgebiete in Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen und Bayern zu erkennen. Hier wird im Modell mit Zuschlägen auf die Gärrestausbringungskosten von mehr als 100 € ha⁻¹ im Schnitt der Gemeinde kalkuliert. Gleichzeitig können in ackerbaulich dominierten Re-

gionen Mehrerlöse in gleichem Maßstab erzielt werden. Diese Resultate ergänzen die Ergebnisse aus den Kapiteln 2 und 3. Ein Überschneidungsbereich von ökologischen und daraus resultierenden ökonomischen Auswirkungen einer in die landwirtschaftliche Primärproduktion eingebetteten Biogasproduktion wird aufgezeigt.

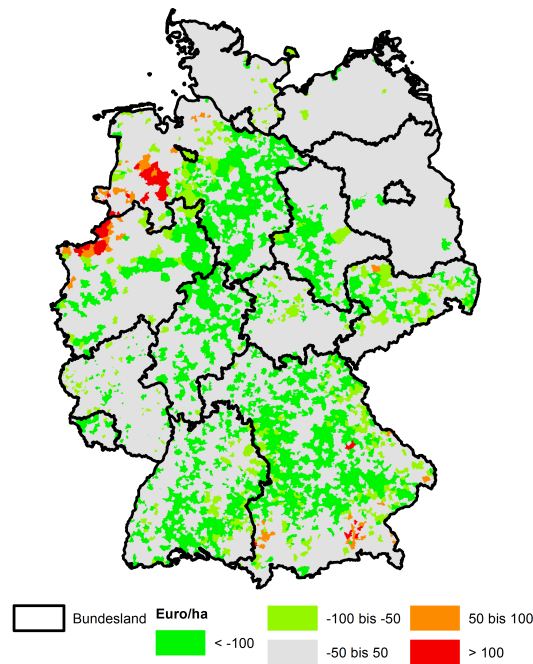


Abbildung 7.3: Regionale Verteilung der Zu- und Abschläge auf die Verbrinnungskosten von Gärrest basierend auf dem N-Anfall aus der Tierproduktion in € ha⁻¹ am Beispiel von Silomais auf Gemeindeebene.

Quelle: Eigene Berechnungen; Kartengrundlage: ©GeoBasis-DE / Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, 2013.

Die Ergebnisse der regionalisierten ökonomischen Optimierung des Substratmix insbesondere in den Kapiteln 4, 5 und 6 zeigen eine besondere Vorzüglichkeit des Silomais auf. Dies deckt sich mit Beobachtungen aus der Praxis. Die geschätzten Anbauumfänge für Silomais in Höhe von rund 1 Million ha Anbaufläche entsprechen in etwa Schätzungen anderer Facheinrichtungen [64]. Die hohen Energieerträge je ha Anbaufläche sind auch in der vorliegenden Arbeit maßgeblich für die hohe Wettbewerbsfähigkeit des Silomais. Exemplarisch soll dies für die Standorte

Aiterhofen (Landkreis Straubing-Bogen, Bayern), Harste (Landkreis Göttingen, Niedersachsen) und Husum (Landkreis Nordfriesland, Schleswig Holstein) dargestellt werden⁸ (Tabelle 7.1).

Tabelle 7.1: Durchschnittliche Frischmasseerträge (2008-2012) für Aiterhofen, Harste und Husum.

Parameter	Einheit	Aiterhofen	Harste	Husum
Silomais Ertrag	$dtFM\ ha^{-1}$	521	542	381
Zuckerrüben Ertrag	$dtFM\ ha^{-1}$	833	701	662
GPS Ertrag	$dtFM\ ha^{-1}$	420	441	473

Quelle: Eigene Berechnungen nach [147].

Die Beispielrechnung basiert für alle Standorte auf einer 250 kW Biogasanlage, 5 ha durchschnittlicher Schlaggröße sowie einer durchschnittlichen Nährstofffracht aus der Tierhaltung in Höhe von $50\ kgN\ haLF^{-1}$, um alle weiteren Einflussfaktoren auf die Substratbereitstellungskosten anzugleichen (Abbildung 7.4). Es zeigt sich, dass Winterweizen-Ganzpflanzensilage nur auf einem extremen Hohertragsstandort für Winterweizen ähnliche Substratbereistellungskosten je Energieeinheit erreichen kann wie Silomais auf den Gunststandorten Aiterhofen und Harste. Der größte Anteil der Kosten wird von den Erntekosten (inkl. Transport) verursacht. Da Mineraldünger im Modell nur in Form einer Residualgröße berücksichtigt wird, ist diese Kostenposition, im Gegensatz zu sonst üblichen Kalkulationen [148, 328], vernachlässigbar. Auf allen Beispielstandorten weist die Zuckerrübe höhere spezifische Methanbereistellungskosten auf. Wesentlicher Einflussfaktor ist der im Vergleich zu Silomais ($118\ m^3CH_4\ tFM^{-1}$) und Winterweizen GPS ($112\ m^3CH_4\ tFM^{-1}$) niedrigere spezifische Methanertrag der Zuckerrübe ($83\ m^3CH_4\ tFM^{-1}$). Die in Abbildung 7.4 vorgestellte Beispielrechnung berücksichtigt dabei noch nicht die höheren Lagerverluste und -kosten der Zuckerrübe im Rahmen der im Modell unterstellten Lagunenlagerung, welche die ökonomische Konkurrenzfähigkeit der Zuckerrübe weiter reduzieren. Die Hypothese, dass Zuckerrüben die Substratbe-

⁸Aiterhofen und Harste waren als Hohertragsstandorte Bestandteil des Verbundprojekts aus dem Teile der vorliegenden Arbeit stammen, Husum wird als klimatisch wenig geeigneter Standort für den Silomaisanbau ausgewählt.

reitstellungskosten für Biogasanlagen standortabhängig reduziert, kann daher für die betrachteten Standorte nicht bestätigt werden.

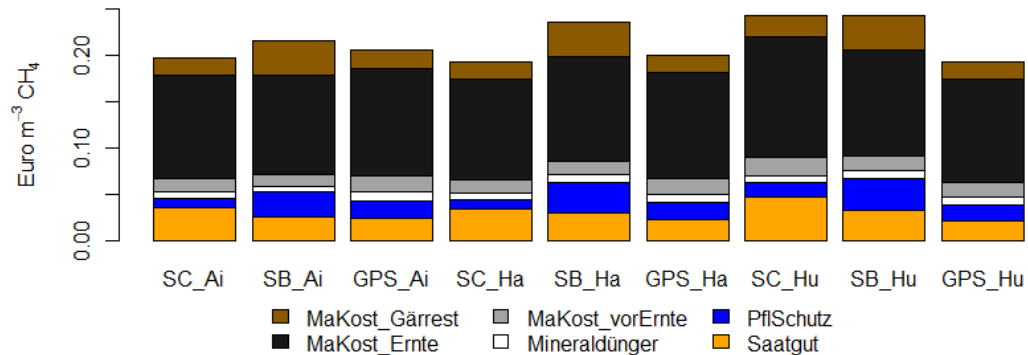


Abbildung 7.4: Exemplarische Darstellung der Substratbereitstellungskosten bezogen auf den Energiegehalt der Substrate (MaKost_ Gärrest: Maschinenkosten der Gärrestausrückführung), MaKost_ Ernte: Maschinenkosten der Ernte, MaKost_ vorErnte: Maschinenkosten für alle Arbeitsschritte exkl. Ernte und Gärrestausrückführung) für drei Energiepflanzen (SC: Silomais, SB: Zuckerrüben, GPS: Winterweizen Ganzpflanzensilage) an drei Standorten (Ai: Aiterhofen, Ha: Harste und Hu: Husum); Weitere Annahmen: 250 kW Biogasanlage, 5 ha durchschnittliche Schlaggröße, 50 kgN haLF⁻¹ Nährstofffracht aus der Tierhaltung sowie keine Lagerkosten und Lagerverluste der Substrate.
Quelle: Eigene Berechnungen.

Das Modell ist bislang nicht in der Lage, die vielfältigen Einsatzformen der Zuckerrübe in der Biogasproduktion abzubilden. Neben der unterstellten Lagunenlagerung, die eine ganzjährige Versorgung der Biogasanlage gewährleisten soll, finden sich in der Praxis weitere Einsatzformen. Die Silage, zusammen mit Mais oder als Monosilage, in ganzen oder geschnitzelten Rüben, aber auch die Frischverfütterung direkt ab Feld können hierzu aufgeführt werden [329]. Die Einsatzform bestimmt maßgeblich die zu kalkulierenden Kosten für Lagerung und Aufbereitung der Zuckerrüben [330]. Auch die Integrierbarkeit der Zuckerrübe in arbeitswirtschaftliche Abläufe der Biogasanlage wird durch die Art der Einsatzform bestimmt, wodurch Synergieeffekte durch z.B. entzerrte Ernteabläufe von Energiepflanzen entstehen können. Aus diesen Gründen kann die Zuckerrübe be-

triebsindividuell ein ökonomisch konkurrenzfähiges Substrat darstellen. So kann beispielsweise die Aufnahme der Zuckerrübe für die Biogasnutzung in das Produktionsprogramm eines landwirtschaftlichen Betriebes besonders für risikoaverse Betriebsleiter sinnvoll sein [331]. [332] kommt für einen Standort in Polen zum Ergebnis, dass die Nutzung von Zuckerrüben in der Biogasproduktion gegenüber der Nutzung als Rohstoff für die Zuckerproduktion vorzuziehen ist. Auch im Kontext der Änderungen im Bereich der Zuckermarktordnung kann die Zuckerrübe regional an Bedeutung für die Biogasproduktion gewinnen.

Auch das Produktionsverfahren „Grünlandaufwuchs für die Biogasproduktion“ ist mit großen Unsicherheiten behaftet. Weder werden Erträge einheitlich über das Bundesgebiet erfasst, noch liegen Zeitreihen für einzelne Standorte bei den Statistischen Ämtern vor. Insbesondere für Grünlandaufwuchs als Biogassubstrat wäre eine voran geschaltete Potentialanalyse sinnvoll, da die ökonomische Vorzüglichkeit stark von der Rauhfutternachfrage der Rinderproduktion abhängt. Werden bei der Berechnung der variablen Substratbereitstellungskosten Opportunitätskosten berücksichtigt oder bei hohen Preisen von CO₂ Verschmutzungsrechten indirekte Landnutzungsänderungen berücksichtigt, zeigt Kapitel 6, dass der Einsatz von Grünlandaufwuchs in der Biogasproduktion standortabhängig auch betriebswirtschaftlich sinnvoll sein kann. Vielfach stellt der Einsatz von Grünlandaufwuchs, der für die Fütterung z.B. im Rahmen der Milchproduktion nicht oder weniger geeignet ist, eine weitere betriebswirtschaftlich sinnvolle Verwendungsmöglichkeit dieses Substrats dar. Die Hypothese, dass der Einsatz von Grünlandaufwuchs die Substratbereitstellungskosten standortabhängig reduziert, kann daher, unter Berücksichtigung der genannten Einschränkungen, bestätigt werden.

7.3.2 Ökologische Implikationen der Biogasproduktion

Abgeleitet aus den modellierten Ergebnissen und bestätigt durch ähnliche Untersuchungen [121] kann festgestellt werden, dass optimierte ökologischer Auswirkungen in Form von Treibhausgasemissionen in der Stromproduktion aus Biogas durch den Einsatz von Energiepflanzen mit hoher energetischer Flächenproduktivität erreicht werden können. So führt das in Kapitel 5 modellierte Szenario „GHGmin“, das die Treibhausgasemissionen je produzierter kWh_{el} minimiert, zu einer Erhöhung der Einsatzmenge von Silomais, der durch die durchschnittlich höchsten Energieerträge gekennzeichnet ist. Die Zuckerrübe ist, auch in anderen Studien [123], sowohl im Kontext der Treibhausgasbilanz als auch der Energiebilanz im Durchschnitt als ineffizienter einzustufen. Kapitel 3 stellt ergänzend heraus, dass insbesondere in Regionen mit hohen Intensitäten in der Tier- und Biogasproduktion, ein effizienter Einsatz von Nährstoffen an Bedeutung gewinnen wird. Das in den Kapiteln 4, 5 und 6 zugrunde gelegte N-Sollwert Konzept zeigt, dass die Zuckerrübe gegenüber Silomais als Referenzkultur eine höhere energetische Nährstoffeffizienz aufweist (Abbildung 7.5). Da Pflanzennährstoffe die Treibhausgas- und Energiebilanz maßgeblich beeinflussen, unterstützt dies die Aussage, dass die Zuckerrübe betriebsindividuell eine bessere Treibhausgas- und Energiebilanz aufweisen kann, wenn Lagerungsverluste verringert werden können und/oder eine kostengünstigere Einsatzform gewählt werden kann. Die Hypothese, dass Substrate mit hoher energetischer Flächeneffizienz die ökologischen Auswirkungen der Biogasproduktion in Bezug auf Treibhausgasemissionen und Nährstoffüberschüsse verringern, kann für die Treibhausgasemissionen bestätigt werden. Sollen jedoch Nährstoffüberschüsse verringert werden, kann die Hypothese nur bedingt bestätigt werden.

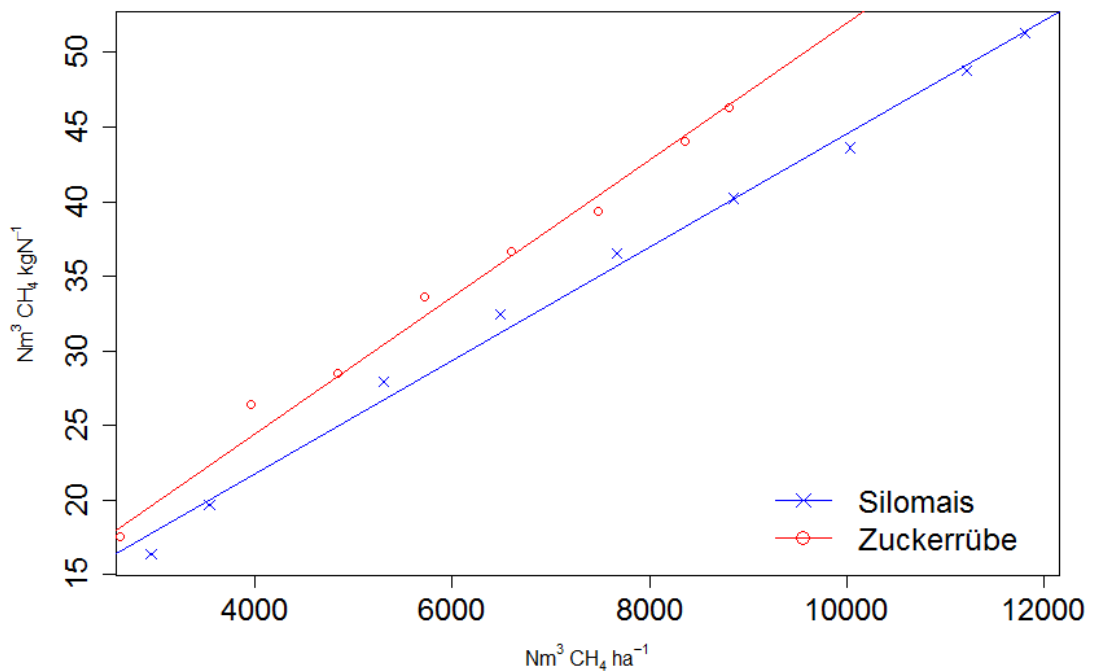


Abbildung 7.5: Energieproduktion je kg Stickstoff für Silomais und Zuckerrüben bezogen auf den Methanhektarertrag.

Quelle: Eigene Berechnungen; Datenpunkte basieren auf [200].

Gleichzeitig kann konstatiert werden, dass nahezu alle modellierten Biogasanlagen ein Treibhausgasminderungspotential von mindestens 60% bezogen auf die Emissionen des Stromix in Deutschland für das Jahr 2014 ($569 \text{ gCO}_2 \text{ kWh}^{-1}$ [217]) aufweisen. Dieses Treibhausgasminderungspotential wird als minimaler Wert für Biokraftstoffe ab dem Jahr 2018 definiert [270] und als Vergleichsmaßstab an dieser Stelle verwendet. Die Detailanalyse der Treibhausgasemissionen auf Ebene der Biogasanlage zeigt, dass insbesondere Emissionen durch den Methanschlupf, den Anbau nachwachsender Rohstoffe und die externe Wärmenutzung den größten Einfluss auf die Gesamtemissionen aufweisen (Abbildung 7.6). Insbesondere die Verringerung des Methanschlupfs kann vielfach durch ein verbessertes Management bei der Anlagenführung erreicht werden und ist damit als vergleichsweise einfach umsetzbare Maßnahme zu klassifizieren. Einer umfangreicheren Nutzung von Überschusswärme, die häufig als Koppelprodukt der Biogasproduktion an-

fällt, steht häufig der Standort der Biogasanlage entgegen. In diesem Kontext muss auf die Annahme einer 35 %igen externen Wärmenutzung zur Berechnung der Treibhausgasbilanzen hingewiesen werden. Sie stellt einen großen Unsicherheitsfaktor innerhalb des Modells dar und beeinflusst die Ergebnisse Treibhausgasbilanz in hohem Maße (Abbildung 7.6). Konzepte zur Nutzung von überschüssiger Abwärme von Biogasanlagen können sehr unterschiedliche Gestalt annehmen. Jedoch sind anlagenspezifische Angaben zu den Absatzmengen von Überschusswärme nicht verfügbar. Innerhalb der Emissionsquelle „Substrate“ weisen die Lachgasemissionen durchgängig sehr hohe Anteile auf. Deren Berechnung (Emissionskoeffizienten) ist mit hohen Unsicherheiten behaftet, da sie von Standort, Jahreszeit und Kulturpflanze abhängen [76]. Bedingt im Fehlen standortspezifischer Daten und um eine Vergleichbarkeit mit anderen Arbeiten zu ermöglichen, wurde mit den Durchschnittswerten des IPCC [216] gerechnet. Ebenfalls mit starken Unsicherheiten ist die Berücksichtigung von Emissionen aus indirekten Landnutzungsänderungen behaftet. Dies ist insofern von Bedeutung, da iLUC Effekte einen sehr hohen Einfluss auf die THG Bilanz haben können (vgl. Kapitel 6).

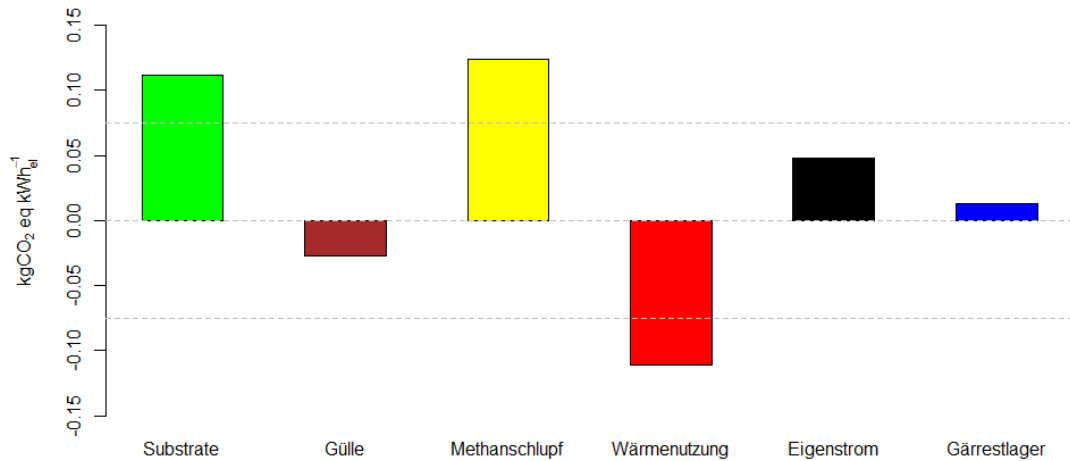


Abbildung 7.6: Durchschnittliche spezifische Treibhausgasemissionen je kWh_{el} aufgeteilte nach unterschiedlichen Emissionsquellen der Biogasproduktion in Deutschland status quo ohne Einflüsse von Szenarien und iLUC Effekten. Quelle: Eigene Berechnungen.

Es bleibt für die Umweltwirkung „Boden“ abschließend festzustellen, dass der größte Effekt auf die Bodenfruchtbarkeit nicht direkt von der Biogasproduktion selbst, sondern von dem damit verbundenen Anbausystem für nachwachsende Rohstoffe (z.B. Änderungen in der Fruchtfolge) induziert wird [283]. Dies ist nicht automatisch mit der Forderung einer Reduktion des Silomaisanteils in der Biogasproduktion gleichzusetzen, da beispielsweise [33] für Niedersachsen, einem Hot-Spot der Biogasproduktion in Deutschland, feststellt, dass bei der Aufnahme der Biogasproduktion in einen landwirtschaftlichen Betrieb in den meisten Fällen Winterweizen und Winterraps aus den Fruchtfolgen verdrängt werden. Diese weisen regional wiederum hohe Anbauanteile auf. Silomais stellt in diesen Regionen eine Bereicherung der Fruchtfolge dar. Weiterhin konnte die Selbstfolgestabilität, d.h. das Fehlen von Ertragseinbußen bei mehrjähriger Selbstfolge des Silomaises in mehrjährigen bundesweiten Feldversuchen bestätigt werden, wobei die damit verbundenen Gefahren der Selektion von Unkräutern (Sommerkeimer), Resistenzerscheinungen von pilzlichen Schaderregern oder dem vermehrten Auftreten tierischer Schädlinge (Maiszünsler) einen intensiveren Pflanzenschutzmitteleinsatz

erforderlich machen können [102].

7.4 Empfehlungen an die Forschung und Politik bezüglich zukünftiger Förderoptionen der Biogasproduktion

Die vorliegende Arbeit zeigt, dass eine nachhaltige Biogasproduktion nur erreicht werden kann, wenn insbesondere die Substratwahl standortabhängig erfolgt. Zukünftig kann dies bedeuten, dass eine Förderung der Biogasproduktion nicht pauschal oder wesentlich auf der Substratwahl basierend erfolgen sollte, sondern nach regionalen Aspekten erfolgen könnte. Aus Perspektive der Treibhausgasbilanz könnten zudem regional vorzügliche, jedoch betriebswirtschaftlich benachteiligte Substrate eine Förderung erhalten. Die Anwendung des vorgestellten Modellierungsansatzes sollte hierzu zukünftig jedoch insbesondere mit stärker an naturräumlich orientierten Ertragsdaten weiterentwickelt werden, um weiter regionalisierte Ergebnisse zu erhalten. Auch eine Kopplung mit klassischen, bereits etablierten Regionalmodellen ist zu empfehlen. Auf diese Weise kann das vorhandene Potential landwirtschaftliche Substrate (Energiepflanzen und Grünsandaufwuchs) regionsspezifisch in den vorgestellten Ansatz integriert werden.

Literatur

- [1] H. Gömann, P. Kreins, C. Julius und F. Wechsung. »Landwirtschaft unter dem Einfluss des globalen Wandels sowie sich ändernde gesellschaftliche Anforderungen – Interdisziplinäre Untersuchung künftiger Landnutzungsänderungen und resultierender Umwelt- und sozioökonomischer Aspekte«. In: *Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e.V.* 39 (2004), S. 201–208. URL: <http://purl.umn.edu/207143>.
- [2] B. Gerowitt, J. Isselstein und R. Marggraf. »Rewards for ecological goods—requirements and perspectives for agricultural land use«. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98 (1-3 2003), S. 541–547. ISSN: 01678809. DOI: 10.1016/S0167-8809(03)00112-9.
- [3] I. Zasada. »Multifunctional peri-urban agriculture—A review of societal demands and the provision of goods and services by farming«. In: *Land Use Policy* 28 (4 2011), S. 639–648. ISSN: 02648377. DOI: 10.1016/j.landusepol.2011.01.008.
- [4] S. Bosch und G. Peyke. »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 2011), S. 105–118. ISSN: 0034-0111. DOI: 10.1007/s13147-011-0082-6.
- [5] A. Burger, B. Lünenbürger und D. Osiek. *Nachhaltige Stromversorgung der Zukunft*. Hrsg. von Umweltbundesamt. Dessau, 2012. URL: <https://www.>

umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/4350.pdf (besucht am 12.01.2016).

- [6] C. Kost, J. Mayer, J. Thomsen, N. Hartmann, C. Senkpiel, S. Phillips, S. Nold, S. Lude und T. Schlegl. *Stromgestehungskosten Erneuerbarer Energieträger*. Hrsg. von FRAUNHOFER-INSTITUT FÜR SOLARE ENERGIESYSTEME ISE. 2013. URL: <https://www.ise.fraunhofer.de/de/veroeffentlichungen/veroeffentlichungen-pdf-dateien/studien-und-konzeptpapiere/studie-stromgestehungskosten-erneuerbare-energien.pdf> (besucht am 12.01.2016).
- [7] J. Lansche und J. Müller. »Life cycle assessment of energy generation of biogas fed combined heat and power plants: Environmental impact of different agricultural substrates«. In: *Engineering in Life Sciences* 12 (3 2012), S. 313–320. ISSN: 16180240. DOI: 10.1002/elsc.201100061.
- [8] J. Pucker, G. Jungmeier, S. Siegl und E. M. Pötsch. »Anaerobic digestion of agricultural and other substrates – implications for greenhouse gas emissions«. In: *animal* 7 (s2 2013), S. 283–291. ISSN: 1751-7311. DOI: 10.1017/S1751731113000840.
- [9] D. Dressler, A. Loewen und M. Nelles. »Life cycle assessment of the supply and use of bioenergy: impact of regional factors on biogas production«. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 17 (9 2012), S. 1104–1115. ISSN: 0948-3349. DOI: 10.1007/s11367-012-0424-9.
- [10] M. Senbayram, R. Chen, B. Wienforth, A. Herrmann, H. Kage, K. Mühling und K. Dittert. »Emission of N₂O from Biogas Crop Production Systems in Northern Germany«. In: *BioEnergy Research* (2014). ISSN: 1939-1234. DOI: 10.1007/s12155-014-9456-2.
- [11] H. Gömann, P. Kreins, J. Münch und R. Delzeit. »Auswirkungen der Novellierung des Erneuerbare-Energien-Gesetz auf die Landwirtschaft in Deutschland«. In: *Möglichkeiten und Grenzen der wissenschaftlichen Po-*

- litikanalyse. 50. Jahrestagung der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e. V. vom 29. September bis 1. Oktober 2010.* Hrsg. von M. Banse, H. Gömann, F. Isermeyer, H. Nieberg, F. Offermann, P. Weingarten und H. Wendt. Bd. 46. Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e.V 46. Münster: Landwirtschaftsverl., 2011, S. 189–201. ISBN: 978-3-7843-5176-6.
- [12] Fachverband Biogas e.V. *Branchenzahlen 2014 und Prognose der Branchenentwicklung 2015.* Freising, 2015. URL: [http://www.biogas.org/edcom/webfvb.nsf/id/DE_Branchenzahlen/\\$file/15-11-19_Biogas%20Branchenzahlen-2014_Prognose-2015_final.pdf](http://www.biogas.org/edcom/webfvb.nsf/id/DE_Branchenzahlen/$file/15-11-19_Biogas%20Branchenzahlen-2014_Prognose-2015_final.pdf).
- [13] H. Gömann, P. Kreins und T. Breuer. »Deutschland – Energie-Corn-Belt Europas?« In: *Agrarwirtschaft* 56 (5/6 2007), S. 263–271. URL: http://www.gjae-online.de/news/pdfstamps/freeoutputs/GJAE-441_2007.pdf.
- [14] K. Wünsch, S. Gruber und W. Claupein. »Profitability analysis of cropping systems for biogas production on marginal sites in southwestern Germany«. In: *Renewable Energy* 45 (2012), S. 213–220. ISSN: 09601481. DOI: 10.1016/j.renene.2012.03.010.
- [15] M. Graebig, S. Bringezu und R. Fenner. »Comparative analysis of environmental impacts of maize–biogas and photovoltaics on a land use basis«. In: *Solar Energy* 84 (7 2010), S. 1255–1263. ISSN: 0038092X. DOI: 10.1016/j.solener.2010.04.002.
- [16] M. Banse, H. van Meijl, A. Tabeau und G. Woltjer. »Will EU biofuel policies affect global agricultural markets?« In: *European Review of Agricultural Economics* 35 (2 2008), S. 117–141. ISSN: 0165-1587. DOI: 10.1093/erae/jbn023.
- [17] R. Delzeit, K. Holm-Müller und W. Britz. »Ökonomische Bewertung des Erneuerbare Energien Gesetzes zur Förderung von Biogas«. In: *Perspek-*

- tiven der Wirtschaftspolitik* 13 (3 2012), S. 251–265. ISSN: 14656493. DOI: 10.1111/j.1468-2516.2012.00388.x.
- [18] S. Rauh. »Auswirkungen der Novellierung des EEG auf die Wettbewerbsfähigkeit der Biogasproduktion«. In: *Agrar- und Ernährungsmärkte nach dem Boom. 49. Jahrestagung der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues vom 30. September bis 02. Oktober 2009*. Hrsg. von J.-P. Loy und H. Affognon. 1. Aufl. Bd. 45. Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues 45. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverl., 2010, S. 51–52. ISBN: 978-3-7843-5106-3.
- [19] J. Thiering und E. Bahrs. »Biogasproduktion in Deutschland – Sollte die energetische Nutzung von Wirtschaftsdünger explizit gefördert werden?« In: *German Journal of Agricultural Economics* 60 (4 2011), S. 259–275. URL: <http://purl.umn.edu/169853>.
- [20] J. Daniel-Gromke, V. Denysenko, P. Sauter, K. Naumann, M. Scheftelowitz, A. Krautz, M. Beil, W. Beyrich, W. Peters, S. Schicketanz, C. Schultze, P. Deumelandt und F. Reinicke. *Stromerzeugung aus Biomasse 03MAP250. Zwischenbericht*. Hrsg. von Deutsches Biomasseforschungszentrum (DBFZ). Leipzig, 2013.
- [21] W. Britz und R. Delzeit. »The impact of German biogas production on European and global agricultural markets, land use and the environment«. In: *Energy Policy* 62 (2013), S. 1268–1275. ISSN: 03014215. DOI: 10.1016/j.enpol.2013.06.123.
- [22] Bundesministerium für Wirtschaft und Energie. *Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien*. EEG 2012. 2. Jan. 2013.
- [23] E. Gawel und A. Purkus. »Die Marktprämie im EEG 2012. Ein sinnvoller Beitrag zur Markt- und Systemintegration erneuerbarer Energien?« In:

Zeitschrift für Energiewirtschaft 37 (1 2013), S. 43–61. ISSN: 0343-5377.
DOI: 10.1007/s12398-012-0097-x.

- [24] H. Schumacher und J. Lukas. *Reform des EEG. Wichtiger Schritt für den Neustart der Energiewende*. Hrsg. von Bundesministerium für Wirtschaft und Energie. Referat: Übergreifendes Energierecht, Erneuerbare Energien Gesetz, 2014. URL: <http://www.bmwi.de/Dateien/BMWi/PDF/Monatsbericht/Auszuege/09-2014-eeg,property=pdf,bereich=bmwi2012,sprache=de,rwb=true.pdf> (besucht am 14.01.2015).
- [25] Bundesministerium für Wirtschaft und Energie. *Gesetz für den Ausbau erneuerbarer Energien*. EEG 2014. 2014.
- [26] M. Scheffelowitz, D. Thrän, C. Hennig, A. Krautz, V. Lenz, J. Liebetrau, J. Daniel-Gromke, V. Denysenko, K. Hillebrand, K. Naumann, N. Rensberg und W. Stinner. *Entwicklung der Förderung der Stromerzeugung aus Biomasse im Rahmen des EEG. DBFZ Report Nr. 21*. Hrsg. von Deutsches Biomasseforschungszentrum (DBFZ). Leipzig, 2014.
- [27] Bundesministerium für Wirtschaft und Energie. *Zeitreihen zur Entwicklung der erneuerbaren Energien in Deutschland*. 2015. URL: http://www.erneuerbare-energien.de/EE/Navigation/DE/Service/Erneuerbare_Energien_in_Zahlen/Zeitreihen/zeitreihen.html (besucht am 14.01.2015).
- [28] Statistisches Bundesamt. *Bruttostromerzeugung in Deutschland 2012 bis 2014*. 2016. URL: <https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/Wirtschaftsbereiche/Energie/Erzeugung/Tabellen/Bruttostromerzeugung.html> (besucht am 14.01.2016).
- [29] C.A.R.M.E.N. e.V. Centrales Rohstoff Marketing- und Energie-Netzwerk, Hrsg. *Landwirtschaftliche Biogasanlagen. Energie und Dünger in der Kreislaufwirtschaft*. 2015. URL: http://www.carmen-ev.de/files/informationen/Brosch%C3%83%C2%BCren/Landwirtschaftliche_Biogasanlagen_web.pdf (besucht am 15.01.2016).

- [30] B. Gemmecke, Hrsg. *Biogas-Messprogramm II*. Gülzow bei Güstrow, 2009.
URL: <https://mediathek.fnr.de/biogas-messprogramm-ii-61-biogasanlagen-im-vergleich.html>.
- [31] K. Wilkinson. »A comparison of the drivers influencing adoption of on-farm anaerobic digestion in Germany and Australia«. In: *Biomass and Bioenergy* 35 (5 2011), S. 1613–1622. ISSN: 09619534. DOI: 10.1016/j.biombioe.2011.01.013.
- [32] J. Borris und S. Maart-Nölck. »Investition in Biogas: ja oder nein? Eine qualitative Analyse von Entscheidungsgründen landwirtschaftlicher Betriebsleiter«. ger. In: *Berichte über Landwirtschaft - Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft* 91 (1 2013), S. 1–22. DOI: 10.12767/buel.v91i1.17.g57.
- [33] M. Karpenstein-Machan und C. Weber. »Energiepflanzenproduktion für Biogasanlagen«. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 42 (10 2010), S. 312–320. (Besucht am 30.01.2016).
- [34] C. Riessen. »Potenzial von Biogasanlagen zur Risikodiversifikation in Abhängigkeit zum landwirtschaftlichen Portfolio«. In: *Veränderungen der landwirtschaftlichen Wirklichkeit*. Hrsg. von H. Peyerl. Bd. Band 18, Heft 3. Jahrbuch der österreichischen Gesellschaft für Agrarökonomie Band 18, Heft 3. 2009, S. 97–106. ISBN: 978-3-7089-0433-7.
- [35] M. Artavia, A. Deppermann, G. Filler, H. Grethe, A. Häger, D. Kirschke und M. Odening. »Ertrags- und Preisinstabilität auf Agrarmärkten in Deutschland und der EU – Betriebswirtschaftliche und agrarpolitische Implikationen«. In: *Auswirkungen der Finanzkrise. und volatiler Märkte auf die Agrarwirtschaft*. Hrsg. von Edmund Rehwinkel-Stiftung der Landwirtschaftlichen Rentenbank. Bd. 26. 2010, S. 53–87.
- [36] B. Blumenstein, T. Siegmeier, F. Selsam, F. Hofmann, U. Zerger und D. Möller. »Auswirkungen einer integrierten Biogaserzeugung auf ökologische

- Betriebssysteme: Monetäre Bewertung». In: *Am Mut hängt der Erfolg. Rückblicke und Ausblicke auf die ökologische Landbewirtschaftung; Beiträge zur 13. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Eberswalde, 17. - 20. März 2015*. Hrsg. von A. Häring. Berlin: Köster, 2015. ISBN: 978-3-89574-885-1.
- [37] C. Walla und W. Schneeberger. »Farm biogas plants in Austria - An economic analysis«. In: *Jahrbuch der Österreichischen Gesellschaft für Agrarökonomie*. Hrsg. von K. Pistrich und M. Hofreither. Wien: Facultas, 2005, S. 107–120. ISBN: 3-85076-716-7.
- [38] K. Granoszewski und A. Spiller. *Langfristige Rohstoffsicherung in der Supply Chain Biogas: Status Quo und Potentiale vertraglicher Zusammenarbeit*. Hrsg. von Department für Agrarökonomie und Rurale Entwicklung Georg-August-Universität Göttingen. 2013. URL: <https://www.econstor.eu/dspace/bitstream/10419/70910/1/738568279.pdf>.
- [39] O. Mußhoff und N. Hirschauer. *Modernes Agrarmanagement. Betriebswirtschaftliche Analyse- und Planungsverfahren*. 3. Aufl. Vahlens Kurzlehrbücher. München: Vahlen, 2013. Online-Ressource. ISBN: 9783800647439.
- [40] H. Gömann, P. Kreins und T. Breuer. »Einfluss steigender Weltagrarpreise auf die Wettbewerbsfähigkeit des Energiemaisanbaus in Deutschland«. In: *Agrar- und Ernährungswirtschaft im Umbruch*. Hrsg. von S. Andres. Bd. Bd. 43. Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e.V Bd. 43. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag, 2008, S. 517–527. ISBN: 978-3-7843-5010-3.
- [41] H. Gömann, T. de Witte, G. Peter und A. Tietz. *Auswirkungen der Biogaserzeugung auf die Landwirtschaft*. Braunschweig. URL: <https://www.econstor.eu/dspace/bitstream/10419/88554/1/774531088.pdf> (besucht am 15.01.2016).

- [42] S. Peterson, R. Delzeit, H. Gömann, P. Kreins und B. Kretschmer. »Bioenergie und Landnutzungskonkurrenz in Deutschland«. In: *Ökologisches Wirtschaften* (3 2011), S. 39–42. URL: <http://oekologisches-wirtschaften.de/index.php/oew/article/download/1145/1145> (besucht am 17.01.2016).
- [43] G. Reinhold, J. Degner, K. Gödeke und A. Vetter. *Leitlinie zur effizienten und umweltverträglichen Erzeugung von Biogas bei Einsatz von Ko-Substraten und Reststoffen in Bestandsanlagen*. Hrsg. von Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft. Jena, 2014. URL: http://www.tll.de/ainfo/pdf/ll_bgas.pdf.
- [44] M. Stenull, M. Härdtlein, L. Eltrop, M. Dederer und J. Messner. *Mobilisierung von Effizienzreserven aus Biogasanlagen in Baden-Württemberg. Ergebnisse aus einer Umfrage für das Betriebsjahr 2009*. Hrsg. von Universität Stuttgart, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung. 2009. URL: http://www.ier.uni-stuttgart.de/publikationen/pb_pdf/BiogasumfrageVeroeffentlichung_Stenulletal_11032011.pdf (besucht am 24.01.2016).
- [45] M. Odening und G. Filler. »Effizienz und Rentabilität von Biogasanlagen«. In: (2007). URL: <http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/7571/1/cp07od07.pdf> (besucht am 24.01.2016).
- [46] W. Fichtner, R. McKenna und D. Balussou. *Vergleichende Untersuchungen an großtechnischen Biogasreaktoren - mikrobiologische, verfahrenstechnische, ökologische und ökonomische Bewertung und Optimierung: OPTGAS. Förderkennzeichen: 03KB018F*. Hrsg. von Karlsruher Insitut für Technologie. Karlsruhe, 2012. URL: https://www.energetische-biomassenutzung.de/fileadmin/user_upload/Steckbriefe/dokumente/03KB018F_Endbericht_KIT.pdf (besucht am 24.01.2016).

- [47] P. Hazell und R. Norton. *Mathematical programming for economic analysis in agriculture*. Biological resource management. New York: Macmillan, 1986. xiv, 400. ISBN: 0-02-947930-4.
- [48] J. Glen. »Feature Article—Mathematical Models in Farm Planning. A Survey«. In: *Operations Research* 35 (5 1987), S. 641–666. ISSN: 0030-364X. DOI: 10.1287/opre.35.5.641.
- [49] E. Reisch und H. Steinhauser. *Einführung in die landwirtschaftliche Betriebslehre*. Allgemeiner Teil. 5., durchges. Aufl. Bd. 113. Uni-Taschenbücher. Stuttgart: Ulmer, 1992. 339 S. ISBN: 3800126567.
- [50] B. Stürmer und M. Eder. »Modell zur Optimierung der Substratbereitstellungskosten bei Biogasanlagen«. In: *Die Bodenkultur* 61 (1 2010), S. 39–49.
- [51] P. Jones und A. Salter. »Modelling the economics of farm-based anaerobic digestion in a UK whole-farm context«. In: *Energy Policy* 62 (2013), S. 215–225. ISSN: 03014215. DOI: 10.1016/j.enpol.2013.06.109.
- [52] S. Gebrezgabher, M. Meuwissen, B. Prins und A. Lansink. »Economic analysis of anaerobic digestion—A case of Green power biogas plant in The Netherlands«. In: *NJAS - Wageningen Journal of Life Sciences* 57 (2 2010), S. 109–115. ISSN: 15735214. DOI: 10.1016/j.njas.2009.07.006.
- [53] M. Schulze Steinmann und K. Holm-Müller. »Thünensche Ringe der Biogaserzeugung - der Einfluss der Transportwürdigkeit nachwachsender Rohstoffe auf die Rohstoffwahl von Biogasanlagen«. In: *German Journal of Agricultural Economics* 59 (1-12 2010).
- [54] C. Walla und W. Schneeberger. »The optimal size for biogas plants«. In: *Biomass and Bioenergy* 32 (6 2008), S. 551–557. ISSN: 09619534. DOI: 10.1016/j.biombioe.2007.11.009.

- [55] W. Domschke. *Logistik: Transport*. 4., völlig überarb. und wesentlich erw. Aufl. Oldenbourgs Lehr- und Handbücher der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften. München: Oldenbourg, 1995. XIV, 266 S. ISBN: 3-486-23218-5.
- [56] W. Domschke, A. Drexel, R. Klein und A. Scholl. *Einführung in Operations Research*. Unter Mitarb. von Wolfgang Domschke, Andreas Drexel, Robert Klein und Armin Scholl. 9., überarb. u. verb. Aufl. 2015. [s.l.], Berlin und [s.l.]: Springer Berlin Heidelberg, Springer Berlin und Springer Gabler, 2015. XIV, 276 S. in 1 Teil. ISBN: 978-3-662-48215-5.
- [57] U. Kathöfer und U. Müller-Funk. *BWL-Crash-Kurs Operations Research*. Bd. 2712. BWL-Crash-Kurs. Konstanz: UVK-Verl.-Ges, 2005. 251 S. ISBN: 3-8252,2712-x.
- [58] W. Dürr und K. Kleibohm. *Operations-Research. Lineare Modelle und ihre Anwendungen*. ger. 3., vollst. durchges. und verb. Aufl. Studienbücher der Wirtschaft. München: Hanser, 1992. 338 S. ISBN: 3-446-17335-8.
- [59] W. Zimmermann. *Operations Research. Quantitative Methoden zur Entscheidungsvorbereitung*. 9., überarb. Aufl. München [u.a.]: Oldenbourg, 1999. x, 437 S. ISBN: 3-486-24983-5.
- [60] H.-J. Zimmermann. *Operations research. Methoden und Modelle ; für Wirtschaftsingenieure, Betriebswirte, Informatiker*. 1. Aufl. Mathematik für Wirtschaftswissenschaftler. Wiesbaden: Vieweg, 2005. XIV, 481 S. ISBN: 3-528-03210-3.
- [61] R. Delzeit, W. Britz und K. Holm-Müller. »Modelling regional input markets with numerous processing plants. The case of green maize for bio-gas production in Germany«. In: *Environmental Modelling & Software* 32 (2012), S. 74–84. ISSN: 13648152. DOI: 10.1016/j.envsoft.2011.08.014.
- [62] R.P. Overend. »The average haul distance and transportation work factors for biomass delivered to a central plant«. In: *Biomass* 2 (1982), S. 75–

79. URL: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0144456582900087> (besucht am 25.01.2016).
- [63] B.M. Jenkins. »A comment on the optimal sizing of a biomass utilization facility under constant and variable cost scaling«. In: *Biomass and Bioenergy* 13 (1/2 1997), S. 1–9. ISSN: 09619534.
- [64] Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V., Hrsg. *Basisdaten Bioenergie Deutschland 2014*. Gülzow-Prüzen, 5. Nov. 2014.
- [65] M. Köhne. *Landwirtschaftliche Taxationslehre*. [4., neu bearb. Aufl.] Stuttgart: Ulmer, 2007. XIX, 1100 S. ISBN: 978-3-8001-5493-7.
- [66] F. Kuhlmann. *Landwirtschaftliche Standorttheorie*. [s.l.]: DLG-Verlag, 2015. 364 S. ISBN: 978-3-7690-0830-2.
- [67] Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik. *EU-Agrarpolitik nach 2013. Plädoyer für eine neue Politik für Ernährung, Landwirtschaft und ländliche Räume*. Hrsg. von Bundesministerium für Landwirtschaft und Ernährung. 2010. URL: http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Ministerium/Beiraete/Agrarpolitik/GutachtenGAP.pdf?__blob=publicationFile (besucht am 19.01.2016).
- [68] T. de Witte. *Entwicklung eines betriebswirtschaftlichen Ansatzes zur Ex-ante-Analyse von Agrarstrukturwirkungen der Biogasförderung. Angewendet am Beispiel des EEG 2009 in Niedersachsen*. Hrsg. von Johann Heinrich von Thünen-Institut. Braunschweig. URL: http://literatur.ti.bund.de/digbib_extern/dn051403.pdf (besucht am 19.01.2016).
- [69] Übertragungsnetzbetreiber. *Datensätze gemäß Veröffentlichungspflichten EEG*. 2012. URL: <http://www.amprion.net/eeg;%20http://www.50hertz.com/de/EEG;%20http://www.tennet.eu/de/kunden/eegkwkg/erneuerbare-energien-gesetz/eegkwkg-portal.html;%20https://www.transnetbw.de/de/eeg-kwk-g/eeg/eeg-anlagendaten> (besucht am 20.01.2016).

- [70] Bundesministerium für Landwirtschaft und Ernährung. *Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 2014*. 1., Aufl. Münster, Westf: Landwirtschaftsvlg Münster, 2015. 592 S. ISBN: 978-3-7843-5374-6.
- [71] H. Garvert und M. Schmitz. »Die Auswirkungen der staatlichen Biogasförderung auf landwirtschaftliche Pachtpreise in Deutschland. Eine ökonometrische Untersuchung«. In: *Die Zukunft der Bioenergie*. Hrsg. von Edmund Rehwinkel-Stiftung der Landwirtschaftlichen Rentenbank. Bd. 30. Schriftenreihe der Rentenbank 30. 2014, S. 7–44.
- [72] H. Habermann und G. Breustedt. »Einfluss der Biogaserzeugung auf landwirtschaftliche Pachtpreise in Deutschland«. In: *German Journal of Agricultural Economics* 60 (2 2011), S. 85–100.
- [73] U. Latacz-Lohmann, S. Hennig und R. Dehning. »Biogas als Preistreiber am Boden- und Pachtmarkt? Eine empirische Analyse«. In: *Die Zukunft der Bioenergie*. Hrsg. von Edmund Rehwinkel-Stiftung der Landwirtschaftlichen Rentenbank. Bd. 30. Schriftenreihe der Rentenbank 30. 2014, S. 45–76.
- [74] B. Zerhusen, O. Hijazi und M. Effenberger. *Umweltwirkungen der Biogasproduktion. Teil 1: Emissionen in die Luft*. Hrsg. von Biogas Forum Bayern. 2014. URL: http://www.biogas-forum-bayern.de/publikationen/Umweltwirkungen_der_Biogasproduktion_Emissionen_in_die_Luft.pdf (besucht am 29.01.2016).
- [75] B. Zerhusen, M. Effenberger, J. Hoch und J.-E. Täubert. *Umweltwirkungen der Biogasproduktion. Teil 2: Schutzgut Wasser*. Hrsg. von Biogas Forum Bayern. 2015. URL: http://www.biogas-forum-bayern.de/publikationen/Umweltwirkungen_der_Biogasproduktion_Schutzgut_Wasser.pdf (besucht am 29.01.2016).
- [76] V. Scholz, M. Heiermann, J. Kern und A. Balasus. »Environmental impact of energy crop cultivation«. In: *Archives of Agronomy and Soil Science* 57

(8 2011), S. 805–837. ISSN: 0365-0340. DOI: 10.1080/03650340.2010.498011.

- [77] K. Stroh. *Gerüche und Geruchsbelästigungen*. Hrsg. von Bayerisches Landesamt für Umwelt. 2005. URL: <http://www.buerger-fuer-eggebek.de/downloads/biogeruch2005.pdf> (besucht am 29.01.2016).
- [78] H. Unterfrauner, W. Somitsch, R. Peticzka, S. Brauneis und M. Schlaipfer. »Auswirkung von Biogasgülle auf Bodenparameter«. In: *Bericht. [Boden- und Gewässerschutz in der Landwirtschaft]*. Hrsg. von B. Marold. Irdning: BAL, 2010, S. 59–64. ISBN: 978-3-902559-41-8.
- [79] R. Rippel, R. Brandhuber, F. Burger, P. Capriel, T. Kreuter, C. Müller, S. Weigand und M. Wendland. »Einfluss des Biomasseanbaus für Energiebereitstellung auf den Bodenschutz«. In: *Landeskultur in Europa - Lernen von den Nachbarn und Bioenergie eine Sackgasse für die Landeskultur*. Hrsg. von Deutsche Landeskulturgesellschaft. Bd. Heft 5. Heft 5. 2008, S. 131–164.
- [80] M. Willms, J. Hufnagel, F. Reinicke, B. Wagner und C. Buttlar. »Energiepflanzenanbau - Wirkungen auf Humusbilanz und Stickstoffhaushalt«. In: *Böden - eine endliche Ressource* (2009). URL: <http://eprints.dbges.de/id/eprint/405> (besucht am 30.01.2016).
- [81] Fachverband Biogas e.V., Hrsg. *Wasserschutz beim Anbau von Energiepflanzen für Biogasanlagen. Hintergrundpapier H-001*. Freising, 2013. URL: [http://www.biogas.org/edcom/webfvb.nsf/id/DE_Wasserschutz-beim-Anbau-von-Energiepflanzen-fuer-Biogasanlagen/\\$file/13-07-11_H-001_Papier_Gew%C3%83%C2%A4sserschutz_end.pdf](http://www.biogas.org/edcom/webfvb.nsf/id/DE_Wasserschutz-beim-Anbau-von-Energiepflanzen-fuer-Biogasanlagen/$file/13-07-11_H-001_Papier_Gew%C3%83%C2%A4sserschutz_end.pdf) (besucht am 30.01.2016).
- [82] Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union. *RICHTLINIE 2009/28/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 23. April 2009 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerba-*

ren Quellen und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien 2001/77/EG und 2003/30/EG. RED. 2009.

- [83] European Commission, Hrsg. *Impact Assessment Accompanying the document Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council. amending Directive 98/70/EC relating to the quality of petrol and diesel fuels and amending Directive 2009/28/EC on the promotion of the use of energy from renewable*. 2012. URL: http://ec.europa.eu/energy/sites/ener/files/swd_2012_0343_ia_en.pdf (besucht am 31.01.2016).
- [84] P. Smith und M. Bustamante. »Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU)«. In: *Climate change 2013: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Hrsg. von T. Stocker, D. Quin, G.-K Plattner, M. Tignor, S. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex und P. Midgley. Cambridge: Cambridge University Press, 2013, S. 811–922. ISBN: 978-1-107-05799-1.
- [85] U. Fritsche, K. Hennenberg, A. Hermann, K. Hünecke, R. Herrera, H. Fehrenbach, E. Roth, A. Hennecke und J. Giegerich. *Nachhaltige Bioenergie: Zusammenfassender Endbericht zum Vorhaben „Entwicklung von Strategien und Nachhaltigkeitsstandards zur Zertifizierung von Biomasse für den internationalen Handel“*. Hrsg. von Umweltbundesamt. Dessau, 2010. URL: <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/461/publikationen/3960.pdf> (besucht am 31.01.2016).
- [86] A. Marvuglia, E. Benetto, S. Rege und C. Jury. »Modelling approaches for consequential life-cycle assessment (C-LCA) of bioenergy. Critical review and proposed framework for biogas production«. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 25 (2013), S. 768–781. ISSN: 13640321. DOI: 10.1016/j.rser.2013.04.031.

- [87] M. Finkbeiner. *Indirect land use change (iLUC) within Life cycle assessment (LCA) - scientific robustness and consistency with international standards*. 2013. URL: http://www.ufop.de/files/5213/6853/0753/RZ_VDB_0030_Studie_ENG_Komplett.pdf (besucht am 31.01.2016).
- [88] T. Searchinger, R. Edwards, D. Mulligan, R. Heimlich und R. Plevin. »Environmental Economics. Do biofuel policies seek to cut emissions by cutting food?« eng. In: *Science (New York, N.Y.)* 347 (6229 2015). Journal Article Research Support, Non-U.S. Gov't, S. 1420–1422. ISSN: 1095-9203. DOI: 10.1126/science.1261221. eprint: 25814570.
- [89] L. Hamelin, I. Naroznova und H. Wenzel. »Environmental consequences of different carbon alternatives for increased manure-based biogas«. In: *Applied Energy* 114 (2014), S. 774–782. ISSN: 03062619. DOI: 10.1016/j.apenergy.2013.09.033.
- [90] W. Brauer-Siebrecht, A. Jacobs, O. Christen, P. Götze, H.-J. Koch, J. Rücknagel und B. Märlander. »Silage Maize and Sugar Beet for Biogas Production in Rotations and Continuous Cultivation. Dry Matter and Estimated Methane Yield«. In: *Agronomy* 6 (1 2016), S. 2. ISSN: 2073-4395. DOI: 10.3390/agronomy6010002.
- [91] T. Amon, B. Amon, V. Kryvoruchko, W. Zollitsch, K. Mayer und L. Gruber. »Biogas production from maize and dairy cattle manure—Influence of biomass composition on the methane yield«. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118 (1-4 2007), S. 173–182. ISSN: 01678809. DOI: 10.1016/j.agee.2006.05.007.
- [92] A. Pehlken, K. Madena, C. Aden und T. Klenke. »Forming stakeholder alliances to unlock alternative and unused biomass potentials in bioenergy regions«. In: *Journal of Cleaner Production* 110 (2016), S. 66–77. ISSN: 09596526. DOI: 10.1016/j.jclepro.2015.05.052.

- [93] R. Sauerbrei, K. Ekschmitt, V. Wolters und T. Gottschalk. »Increased energy maize production reduces farmland bird diversity«. In: *GCB Bioenergy* 6 (3 2014), S. 265–274. ISSN: 17571693. DOI: 10.1111/gcbb.12146.
- [94] R. Carolan und D. Fornara. »Soil carbon cycling and storage along a chronosequence of re-seeded grasslands. Do soil carbon stocks increase with grassland age?« In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 218 (2016), S. 126–132. ISSN: 01678809. DOI: 10.1016/j.agee.2015.11.021.
- [95] B. Gerowitt. »Biodiversität im Grünland - unverzichtbar für die Landwirtschaft und Gesellschaft«. In: *Agrobiodiversität im Grünland nutzen und schützen. Tagungsband eines Symposiums am 12. und 13. November 2013 in Berlin*. Hrsg. von S. Schröder und J. Wider. Bd. Band 34. Agrobiodiversität Band 34. 2013, S. 21–32. (Besucht am 02.02.2016).
- [96] J. Gevers, T. Hoyer, C. Topping, M. Glemnitz und B. Schröder. »Biodiversity and the mitigation of climate change through bioenergy: impacts of increased maize cultivation on farmland wildlife«. In: *GCB Bioenergy* 3 (6 2011), S. 472–482. ISSN: 17571693. DOI: 10.1111/j.1757-1707.2011.01104.x.
- [97] B. Elbersen. »Biodiversity impacts of energy crop production on land use and farmland habitats«. Tagungsband. In: *14th European Biomass Conference, 17-21 October 2005* (2005), S. 28–33.
- [98] Z. Hagen. »A basic design for a multicriteria approach to efficient bioenergy production at regional level«. In: *Energy, Sustainability and Society* 2 (1 2012), S. 16. ISSN: 2192-0567. DOI: 10.1186/2192-0567-2-16.
- [99] B. Urban, J. Krahel, A. Munack, H. Kanning und H. Christina. »Analyse der Ökobilanz als Methode zur Beurteilung von Auswirkungen des landwirtschaftlichen Anbaus für Biokraftstoffe auf die Biodiversität«. In: *Landbauforschung* 57 (4 2007), S. 419–427. URL: <http://www.umwelt.uni->

hannover.de/fileadmin/institut/pdf/LFV-2007-4-Artikel-12-Urban.pdf (besucht am 02.02.2016).

- [100] H. Oechsner, A. Lemmer und C. Neuberg. »Feldfrüchte als Gärsubstrat in Biogasanlagen«. In: *Landtechnik* 58 (3 2003), S. 146–147. DOI: 10.15150/lt.2003.1460.
- [101] KTBL, Hrsg. *Gasausbeute in landwirtschaftlichen Biogasanlagen*. Version 2. Darmstadt, 2010.
- [102] C. Strauß, M. Lorenz, A. Nehring und A. Vetter. *Entwicklung und Vergleich von optimierten Anbausystemen für die landwirtschaftliche Produktion von Energiepflanzen unter den verschiedenen Standortbedingungen Deutschlands (EVA II)*. Hrsg. von Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft. 2014. URL: http://www.eva-verbund.de/fileadmin/user_upload/PDFs/Aktuelles/Untersuchungsberichte/Teilprojekte/Pflanzenbau/AbschB_TP1_EVAII.pdf (besucht am 04.02.2016).
- [103] G. Lupp, R.-U. Syrbe, L. Heuchehe, C. Renner, D. Siegrist und W. Konold. »Partizipative Szenarien als Erfolgsmodell für eine integrierte Entwicklung? Strategieentwicklung im Kontext von Tourismus, erneuerbarer Energie, Sicherung der biologischen Vielfalt und Klimaanpassung in Großschutzgebieten«. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 46 (11 2014), S. 336–344.
- [104] J. Corton, L. Bühle, M. Wachendorf, I. Donnison und M. Fraser. »Bioenergy as a biodiversity management tool and the potential of a mixed species feedstock for bioenergy production in Wales«. eng. In: *Bioresourcetechnology* 129 (2013). Journal Article Research Support, Non-U.S. Gov’t, S. 142–149. ISSN: 1873-2976. DOI: 10.1016/j.biortech.2012.11.001. eprint: 23238343.
- [105] P. Starke und C. Hoffmann. »Zuckerrüben als Substrat für die Biogaserzeugung«. In: *Sugar Industry* (136 2011), S. 242–250.

- [106] E. Hartung. »Vergärung«. In: *Biomasse-Rüben - Die Zuckerrübe als Biogassubstrat*. Hrsg. von DLG e.V. Bd. 363. DLG Merkblatt 363. 2010, S. 15–16.
- [107] C. Hoffmann und N. Stockfisch. »Effiziente Nutzung von Ressourcen im Zuckerübenanbau«. In: *Sugar Industry* 135 (1 2010), S. 37–43. URL: https://www.researchgate.net/publication/274591150_Effiziente_Nutzung_von_Ressourcen_im_Zuckerrubenanbau (besucht am 03.02.2016).
- [108] F. Kaiser, M. Diepolder, J. Eder, S. Hartmann, H. Prestele, R. Gerlach, G. Ziehfrend und A. Gronauer. »Ertragspotenziale verschiedener nachwachsender Rohstoffe in landwirtschaftlichen Biogasanlagen«. In: *Biogas in Bayern*. Hrsg. von Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft. Bd. 13. 2004, S. 43–55. (Besucht am 03.02.2016).
- [109] K. Jaggard, A. Qi und E. Ober. »Possible changes to arable crop yields by 2050«. eng. In: *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 365 (1554 2010). Journal Article Research Support, Non-U.S. Gov't Review, S. 2835–2851. ISSN: 1471-2970. DOI: 10.1098/rstb.2010.0153. eprint: 20713388.
- [110] S. Hartmann und H. Döhler. »Vergärung von Zuckerrüben in Biogasanlagen - lohnt sich das?« In: *Landtechnik* 66 (4 2011), S. 250–253.
- [111] BMU und BMELV, Hrsg. *Nitratbericht 2012*. 2012. URL: http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Landwirtschaft/Klima-und-Umwelt/Nitratbericht-2012.pdf?__blob=publicationFile (besucht am 04.02.2016).
- [112] J. Kiefer. »Energie aus Biomasse im Einklang mit dem Gewässerschutz?« In: *Veröffentlichungen aus dem TZW* (50. Ausgabe 2011), S. 15–40.
- [113] N. Svoboda, F. Taube, C. Kluß, B. Wienforth, K. Sieling, M. Hasler, H. Kage, S. Ohl, E. Hartung und A. Herrmann. »Ecological Efficiency of Maize-Based Cropping Systems for Biogas Production«. In: *BioEnergy Research*

8 (4 2015), S. 1621–1635. ISSN: 1939-1234. DOI: 10.1007/s12155-015-9614-1.

- [114] Europäisches Parlament und Europäischer Rat. *Richtlinie 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik*. 2000.
- [115] BMU, Hrsg. *Die Wasserrahmenrichtlinie. Eine Zwischenbilanz zur Umsetzung der Maßnahmenprogramme 2012*. Berlin, 2013. URL: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/wasserrahmenrichtlinie_2012.pdf (besucht am 04.02.2016).
- [116] Bund-Länder Arbeitsgruppe zur Evaluierung der Düngeverordnung, Hrsg. *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. Abschlussbericht*. URL: http://literatur.vti.bund.de/digbib_extern/dn051542.pdf (besucht am 04.02.2016).
- [117] R. Wüstholtz, S. Auburger und E. Bahrs. »Konsequenzen aus der Anrechnung von Gärresten pflanzlicher Herkunft auf die N-Ausbringungsobergrenze organischer Düngemittel und auf die Derogation – Status quo und Empfehlungen«. In: *Berichte über Landwirtschaft* 92 (3 2014), S. 1–23.
- [118] J. Bachmaier, M. Effenberger und A. Gronauer. »Greenhouse gas balance and resource demand of biogas plants in agriculture«. In: *Engineering in Life Sciences* 10 (6 2010), S. 560–569. ISSN: 16180240. DOI: 10.1002/elsc.201000073.
- [119] W. Hennings, D. Bauknecht und S. Preuschoff. *Ökobilanzen für den Sektor Strom und Gas*. Hrsg. von Forschungszentrum Jülich. 2006. URL: https://www.researchgate.net/profile/Dierk_Bauknecht/publication/

238712748_kobilanzen_fr_den_Sektor_Strom_und_Gas/links/53e2456a0cf24f90ff65d6c4.pdf (besucht am 15.02.2016).

- [120] J. Bachmeier, M. Effenberger und A. Gronauer. »Einflussfaktoren auf die Klimabilanz landwirtschaftlicher Biogasanlagen«. de. In: *Landtechnik* 62 (6 2007), S. 412–413. DOI: 10.15150/lt.2007.1032.
- [121] O. Hijazi, S. Munro, B. Zerhusen und M. Effenberger. »Review of life cycle assessment for biogas production in Europe«. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 54 (2016), S. 1291–1300. ISSN: 13640321. DOI: 10.1016/j.rser.2015.10.013.
- [122] J. Clemens, M. Trimborn, P. Weiland und B. Amon. »Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry«. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112 (2-3 2006), S. 171–177. ISSN: 01678809. DOI: 10.1016/j.agee.2005.08.016.
- [123] P. Börjesson, T. Prade, M. Lantz und L. Björnsson. »Energy Crop-Based Biogas as Vehicle Fuel—The Impact of Crop Selection on Energy Efficiency and Greenhouse Gas Performance«. In: *Energies* 8 (6 2015), S. 6033–6058. ISSN: 1996-1073. DOI: 10.3390/en8066033.
- [124] J. Becker. *Unterschiede effizienter Biogaserzeugung - wirtschaftliche und verfahrenstechnische Potenziale*. Hrsg. von Thünen-Institut für Marktanalyse. 2014. URL: https://www.ti.bund.de/media/publikationen/thuenen-workingpaper/ThuenenWorkingPaper_33.pdf (besucht am 16.02.2016).
- [125] J. Friehe, J. Liebetrau, T. Reinelt, A. Schreiber, W. Stinner und P. Weiland. »Betrieb von Biogasanlagen«. In: *Handreichung Biogasgewinnung und -nutzung*. 6. überarbeitete Auflage. nachwachsende-rohstoffe.de. Gülzow: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe, 2013, S. 77–105. ISBN: 3-00-014333-5.

- [126] M. Pöschl, S. Ward und P. Owende. »Evaluation of energy efficiency of various biogas production and utilization pathways«. In: *Applied Energy* 87 (11 2010), S. 3305–3321. ISSN: 03062619. DOI: 10.1016/j.apenergy.2010.05.011.
- [127] W. Klöpffer und B. Grahl. *Ökobilanz (LCA). Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf*. Weinheim: Wiley-VCH, 2009. 1 online resource (xiv, 426. ISBN: 9783527320431.
- [128] I. Boustead. »LCA — how it came about«. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 1 (3 1996), S. 147–150. ISSN: 0948-3349. DOI: 10.1007/BF02978943.
- [129] B. Oberbacher, H. Nikodem und W. Klöpffer. »An early systems analysis of packaging for liquids«. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 1 (2 1996), S. 62–65. ISSN: 0948-3349. DOI: 10.1007/BF02978644.
- [130] M. Lundholm und G. Sundström. »Ressourcen und Umweltbeeinflussung Tetrabrik Aseptic Kartonpackungen sowie Pfandflaschen und Einwegflaschen aus Glas. Tetra pak«. In: (1985).
- [131] P. Roy, D. Nei, T. Orikasa, Q. Xu, H. Okadome, N. Nakamura und T. Shiina. »A review of life cycle assessment (LCA) on some food products«. In: *Journal of Food Engineering* 90 (1 2009), S. 1–10. ISSN: 02608774. DOI: 10.1016/j.jfoodeng.2008.06.016.
- [132] Varun, I. Bhat und R. Prakash. »LCA of renewable energy for electricity generation systems—A review«. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 13 (5 2009), S. 1067–1073. ISSN: 13640321. DOI: 10.1016/j.rser.2008.08.004.
- [133] L. F. Cabeza, L. Rincón, V. Vilariño, G. Pérez und A. Castell. »Life cycle assessment (LCA) and life cycle energy analysis (LCEA) of buildings and the building sector. A review«. In: *Renewable and Sustainable Energy*

Reviews 29 (2014), S. 394–416. ISSN: 13640321. DOI: 10.1016/j.rser.2013.08.037.

- [134] A. Laurent, J. Clavreul, A. Bernstad, I. Bakas, M. Niero, E. Gentil, T. Christensen und M. Hauschild. »Review of LCA studies of solid waste management systems–part II: methodological guidance for a better practice«. eng. In: *Waste management (New York, N.Y.)* 34 (3 2014). Journal Article Research Support, Non-U.S. Gov’t Review, S. 589–606. ISSN: 1879-2456. DOI: 10.1016/j.wasman.2013.12.004. eprint: 24388596.
- [135] ISO. *Umweltmanagement - Ökobilanz - Grundsätze und Rahmenbedingungen*. DIN ISO 14040:2006. 2006.
- [136] R. Hunt, J. Sellers und W. Franklin. »Resource and environmental profile analysis. A life cycle environmental assessment for products and procedures«. In: *Environmental Impact Assessment Review* 12 (3 1992), S. 245–269. ISSN: 01959255. DOI: 10.1016/0195-9255(92)90020-X.
- [137] ISO. *Umweltmanagement - Ökobilanz - Anforderungen und Anleitungen*. DIN ISO 14044:2006. 2006.
- [138] T. Wardenaar, T. van Ruijven, A. Beltran, K. Vad, J. Guinée und R. Heijungs. »Differences between LCA for analysis and LCA for policy. A case study on the consequences of allocation choices in bio-energy policies«. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 17 (8 2012), S. 1059–1067. ISSN: 0948-3349. DOI: 10.1007/s11367-012-0431-x.
- [139] W. Klöpffer. »Wirkungsabschätzungsmethoden und Querverbindungen im Rahmen der Ökobilanz – Unterschiede zum Risk Assessment«. In: *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung* 22 (2 2010), S. 123–127. ISSN: 0934-3504. DOI: 10.1007/s12302-010-0114-9.
- [140] G. Myhre, D. Shindell, F.-M. Breon, W. Collins, J. Fuglestvedt, J. Huang, D. Koch, J.-F. Lamarque, D. Lee, B. Mendoza, T. Nakajima, A. Robock, G. Stephens, T. Takemura und H. Zhang. »Anthropogenic and Natural

- Radiative Forcing». In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Working Group I Contribution to the IPCC Fifth Assessment Report*. Hrsg. von T. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex und P. Midgley. Cambridge: Cambridge University Press, 2013, S. 659–740. ISBN: 9781107661820.
- [141] H. Gömann, P. Kreins und A. Richmann. *Beschreibung des Regionalisierten Agrar- und Umweltinformationssystems RAUMIS*. Braunschweig, o.J. URL: https://www.ifw-kiel.de/narola/narola-modelle/raumis/raumis_description_dt.pdf (besucht am 17.02.2016).
- [142] P. Sheridan. *Das Landnutzungsmodell ProLand - Erweiterungen, Operationalisierungen, Anwendungen*. Dissertation. 2010. URL: http://geb.uni-giessen.de/geb/volltexte/2010/7781/pdf/SheridanPatrick_2010_07_13.pdf (besucht am 17.02.2016).
- [143] M. Poeschl, S. Ward und P. Owende. »Prospects for expanded utilization of biogas in Germany«. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 14 (7 2010), S. 1782–1797. ISSN: 13640321. DOI: 10.1016/j.rser.2010.04.010.
- [144] H. Döhler, S. Hartmann, K. Ulrich, A. Niebaum, M. Paterson, G. Reinhold, M. Stadelmann und W. Bernd. »Ökonomie«. In: *Handreichung Biogasgewinnung und -nutzung*. 6. überarbeitete Auflage. nachwachsende-rohstoffe.de. Gülzow: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe, 2013, S. 152–170. ISBN: 3-00-014333-5.
- [145] P. Weiland. »Production and Energetic Use of Biogas from Energy Crops and Wastes in Germany«. In: *Applied Biochemistry and Biotechnology* 109 (1-3 2003), S. 263–274. ISSN: 0273-2289. DOI: 10.1385/ABAB:109:1-3:263.
- [146] B. Stürmer, E. Schmid und M. Eder. »Impacts of biogas plant performance factors on total substrate costs«. In: *Biomass and Bioenergy* 35 (4 2011), S. 1552–1560. ISSN: 09619534. DOI: 10.1016/j.biombioe.2010.12.030.

- [147] Statistisches Bundesamt. *Regionaldatenbank. Ernte- und Betriebsberichterstattung*. Flensburg, 2014.
- [148] KTBL. *Leistungs- Kostenrechner Pflanzenbau*. Online Anwendung. Darmstadt, 2014. URL: <http://daten.ktbl.de/dslkrpflanze/postHv.html;jsessionid=F1D81F60ADEC4286E98729F26B308389>.
- [149] A. Jacobs, S. Auburger, E. Bahrs, W. Brauer-Siebrecht, M. Buchholz, O. Christen, P. Götze, H.-J. Koch, O. Mußhoff, N. Pelka, J. Rücknagel und B. Märländer. »Die Zuckerrübe als Energiepflanze in Fruchtfolgen auf hoch produktiven Standorten - eine pflanzenbaulich/ökonomische Systemanalyse«. In: *Sugar Industry* 139 (64 2014), S. 117–127.
- [150] OpenStreetMap - Mitwirkende. *OpenStreetMap-Deutschland*. 2015. URL: <http://www.openstreetmap.de> (besucht am 14.02.2016).
- [151] R Development Core Team. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, 2008. ISBN: 3-900051-07-0.
- [152] Bundesministerium für Landwirtschaft und Ernährung. *Verordnung zur Neuordnung der guten fachlichen Praxis beim Düngen. Verordnungsentwurf*. 2014. URL: http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Service/Rechtsgrundlagen/Entwuerfe/EntwurfDuengeverordnung.pdf?__blob=publicationFile.
- [153] Agency for Renewable Resources. *Bioenergy in Germany: Facts and Figures*. 2014. URL: https://mediathek.fnr.de/media/downloadable/files/samples/b/a/basisdaten_9x16_2013_engl_web.pdf (besucht am 25.09.2015).
- [154] A. Whiting und A. Azapagic. »Life cycle environmental impacts of generating electricity and heat from biogas produced by anaerobic digestion«. In: *Energy* 70 (2014), S. 181–193. ISSN: 03605442. DOI: 10.1016/j.energy.2014.03.103.

- [155] N. Svoboda, F. Taube, C. Kluß, B. Wienforth, H. Kage, S. Ohl, E. Hartung und A. Herrmann. »Crop production for biogas and water protection—A trade-off?« In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 177 (2013), S. 36–47. ISSN: 01678809. DOI: 10.1016/j.agee.2013.05.024.
- [156] A. Akbulut, R. Kose und A. Akbulut. »Technical and Economic Assessments of Biogas Production in a Family Size Digester Utilizing Different Feedstock Rotations. Döger Case Study«. In: *International Journal of Green Energy* 11 (2 2013), S. 113–128. ISSN: 1543-5075. DOI: 10.1080/15435075.2012.752374.
- [157] J. Michel, A. Weiske und K. Möller. »The effect of biogas digestion on the environmental impact and energy balances in organic cropping systems using the life-cycle assessment methodology«. In: *Renewable Agriculture and Food Systems* 25 (03 2010), S. 204–218. ISSN: 1742-1705. DOI: 10.1017/S1742170510000062.
- [158] F. Eppink, P. Rietveld, J. van den Bergh, J. Vermaat, M. Wassen und M. Hilferink. »Internalising the costs of fragmentation and nutrient deposition in spatial planning. Extending a decision support tool for the Netherlands«. In: *Land Use Policy* 25 (4 2008), S. 563–578. ISSN: 02648377. DOI: 10.1016/j.landusepol.2007.11.007.
- [159] M. Pognani, G. D’Imporzano, B. Scaglia und F. Adani. »Substituting energy crops with organic fraction of municipal solid waste for biogas production at farm level. A full-scale plant study«. In: *Process Biochemistry* 44 (8 2009), S. 817–821. ISSN: 13595113. DOI: 10.1016/j.procbio.2009.03.014.
- [160] C. Riva, A. Schievano, G. D’Imporzano und F. Adani. »Production costs and operative margins in electric energy generation from biogas. Full-scale case studies in Italy«. eng. In: *Waste management (New York, N.Y.)* 34

- (8 2014). Journal Article, S. 1429–1435. ISSN: 1879-2456. DOI: 10.1016/j.wasman.2014.04.018. eprint: 24841069.
- [161] S. Ahlgren, S. Bernesson, K. Nordberg und P.-A. Hansson. »Nitrogen fertilizer production based on biogas - energy input, environmental impact and land use«. eng. In: *Bioresource technology* 101 (18 2010). Journal Article, S. 7192–7195. ISSN: 1873-2976. DOI: 10.1016/j.biortech.2010.04.006. eprint: 20435469.
- [162] Bundesministerium für Landwirtschaft und Ernährung. *Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung - DüV)*. DüV. 2006.
- [163] European Council. *Council Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources*. 91/676/EEC. 1991.
- [164] A. Hellwing, M. Weisbjerg und H. Møller. »Enteric and manure-derived methane emissions and biogas yield of slurry from dairy cows fed grass silage or maize silage with and without supplementation of rapeseed«. In: *Livestock Science* 165 (2014), S. 189–199. ISSN: 18711413. DOI: 10.1016/j.livsci.2014.04.011.
- [165] H. Zhao, J. Lie, J. Liu, Y. Lü, X. Wang, Z. Cui und (Keine Angabe). »Microbial Community Dynamics During Biogas Slurry and Cow Manure Compost«. In: *Journal of Integrative Agriculture* 12 (6 2013), S. 1087–1097. ISSN: 20953119. DOI: 10.1016/S2095-3119(13)60488-8.
- [166] B. Linke, I. Muha, G. Wittum und V. Plogsties. »Mesophilic anaerobic co-digestion of cow manure and biogas crops in full scale German biogas plants: a model for calculating the effect of hydraulic retention time and VS crop proportion in the mixture on methane yield from digester and from digestate storage at different temperatures«. eng. In: *Bioresour-*

- ce technology* 130 (2013). Comparative Study Evaluation Studies Journal Article Research Support, Non-U.S. Gov't, S. 689–695. ISSN: 1873-2976. DOI: 10.1016/j.biortech.2012.11.137. eprint: 23334028.
- [167] M. Seppälä, V. Pyykkönen, A. Väisänen und J. Rintala. »Biomethane production from maize and liquid cow manure – Effect of share of maize, post-methanation potential and digestate characteristics«. In: *Fuel* 107 (2013), S. 209–216. ISSN: 00162361. DOI: 10.1016/j.fuel.2012.12.069.
- [168] F. Sgroi, M. Foderà, A. Di Trapani, S. Tudisca und R. Testa. »Economic evaluation of biogas plant size utilizing giant reed«. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 49 (2015), S. 403–409. ISSN: 13640321. DOI: 10.1016/j.rser.2015.04.142.
- [169] Deutscher Bundestag. *German Renewable Energy Act of 2009 and 2012*. EEG. Hrsg. von German Federal Law Gazette (BGBl. I page 2074. 2009–2012.
- [170] Landesanstalt für Entwicklung der Landwirtschaft und der ländlichen Räume Schwäbisch Gmünd. *Nährstoffvergleich 2011 für Landwirte. Stand 03/2012*. 2012. URL: https://www.landwirtschaft-bw.info/pb/site/lel/get/documents/MLR.LEL/PB5Documents/lel/Abteilung_2/0ekonomik_der_Betriebszweige/Pflanzenbau/D%C3%83%C2%BCngung_N%C3%83%C2%A4hrstoffe/extern/Downloads/Naehrstoffvergleich2011.zip?attachment=true (besucht am 01.07.2015).
- [171] Statistisches Bundesamt. *Landwirtschaft, Forstwirtschaft und Fischerei - Wirtschaftsdünger, Viehhaltung und Weidehaltung*. 2012. URL: https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/Produktionsmethoden/Stallhaltung_Weidehaltung2032806109004.pdf?__blob=publicationFile..
- [172] German Agricultural Research Alliance, Hrsg. *Livestock Expert Forum. Science, economy, society - working jointly towards improvements in ani-*

mal husbandy ; strategy of the German Agricultural Research Alliance.
Braunschweig, 2012.

- [173] B. Blumenstein, L. Bühle, M. Wachendorf und D. Möller. »Economic assessment of the integrated generation of solid fuel and biogas from biomass (IFBB) in comparison to different energy recovery, animal-based and non-refining management systems«. eng. In: *Bioresource technology* 119 (2012). Comparative Study Journal Article Research Support, Non-U.S. Gov't Comparative Study Journal Article Research Support, Non-U.S. Gov't, S. 312–323. ISSN: 1873-2976. DOI: 10.1016/j.biortech.2012.05.077. eprint: 22750498.
- [174] M. Lantz. »The economic performance of combined heat and power from biogas produced from manure in Sweden – A comparison of different CHP technologies«. In: *Applied Energy* 98 (2012), S. 502–511. ISSN: 03062619. DOI: 10.1016/j.apenergy.2012.04.015.
- [175] K. Smith, J. Grylis und P. Metcalf. *Nutrient Value of Digestate from Farm-Based Biogas Plants in Scotland. Report for Scottish Executive Environment and Rural Affairs Department.* 2007. URL: <http://www.scotland.gov.uk/Resource/Doc/1057/0053041.pdf>.
- [176] S. Wulf, P. Jäger und H. Döhler. »Balancing of greenhouse gas emissions and economic efficiency for biogas-production through anaerobic co-fermentation of slurry with organic waste«. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112 (2-3 2006), S. 178–185. ISSN: 01678809. DOI: 10.1016/j.agee.2005.08.017.
- [177] European Statistical Bureau. *Agriculture statistics at regional level.* 2015. URL: http://epp.eurostat.ec.europa.eu/statistics_explained/extensions/EurostatPDFGenerator/getfile.php?file=84.128.128.217_1417272850_16.pdf. (besucht am 14.05.2015).

- [178] Deutsche Energie Agentur. *Biogaseinspeisung in Deutschland-Übersicht*. 2015. URL: <http://www.biogaspartner.de/einspeiseatlas/projektliste-deutschland.html> (besucht am 12.07.2015).
- [179] Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft. *Baukost 2.9*. 2015. URL: <https://www.ktbl.de> (besucht am 02.07.2015).
- [180] Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft. *Basisdaten zur Berechnung des KULAP-Nährstoff-Saldos. Stand: 2013*. 2013. URL: http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/iab/dateien/basisdaten_2013.pdf.
- [181] Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft. *LfL Deckungsbeiträge und Kalkulationsdaten. Rechenprogramm, Kalkulationsdaten und Hintergrundinfo zur Kalkulation der Wirtschaftlichkeit landwirtschaftlicher Produktionsverfahren*. 2015. URL: <https://www.stmelf.bayern.de/idb/default.html;jsessionid=E6D0511D2BF8CD47B4EF740D311EBAA2..>
- [182] Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft. *Wirtschaftlichkeitsrechner Biogas*. 2015. URL: <http://daten.ktbl.de/biogas/startseite.do;jsessionid=C85C471DC72C50082859F58683FEE5E1> (besucht am 06.05.2015).
- [183] Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft. *Betriebsplanung Landwirtschaft 2014/15. Daten für die Betriebsplanung in der Landwirtschaft*. 24. Aufl., neue Ausg. KTBL-Datensammlung. Darmstadt: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, 2014. 832 S. ISBN: 978-3-941583-93-1.
- [184] R. Rubinstein und D. Kroese. *Simulation and the monte carlo method*. 2nd ed. Wiley series in probability and statistics. Hoboken, N.J.: John Wiley & Sons, 2008. xvii, 345. ISBN: 978-0-470-17794-5.
- [185] C. Robert und G. Casella. *Monte Carlo Statistical Methods*. Second edition. Springer Texts in Statistics. New York, NY: Springer New York, 2004. 1 online resource (xxx, 649. ISBN: 978-1-4757-4145-2.

- [186] M. Samsudin und M. Mat Don. »Assessment of bioethanol yield by *S. cerevisiae* grown on oil palm residues: Monte Carlo simulation and sensitivity analysis«. ENG. In: *Bioresource technology* 175C (2014). JOURNAL ARTICLE JOURNAL ARTICLE, S. 417–423. ISSN: 1873-2976. DOI: 10.1016/j.biortech.2014.10.116. eprint: 25459850.
- [187] A. Soltesz, S. Szöke und P. Balogh. »Analysis of Economic Risks in Sow Production«. In: *Agricultural Informatics* 4 (2 2013), S. 10–21.
- [188] S. Gebrezgabher, M. Meuwissen und A. Oude Lansink. »Energy-neutral dairy chain in the Netherlands. An economic feasibility analysis«. In: *Biomass and Bioenergy* 36 (2012), S. 60–68. ISSN: 09619534. DOI: 10.1016/j.biombioe.2011.10.006.
- [189] VEZG. *Written information from Dr Albert Hortmann-Scholten from 02.06.2014, Managing Director of the Union for producers association for cattle and meat (VEZG), Oldenburg (Germany)*. 2. Juni 2014.
- [190] LfL. *Written information from Mr. Ralf Hamm from 02.06.2014, Institute Betriebswirtschaft und Agrarstruktur (IBA). Freising-Weihenstephan (Germany): Bavarian State Institute of Agriculture (LfL)*. 2. Juni 2014.
- [191] LWK Niedersachsen. *Market report animal feed for the region Weser-Ems*. Hrsg. von Chamber of Agriculture Lower Saxonia. 2014. URL: <http://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/82/nav/1861/article/26804/rss/0.html> (besucht am 03.07.2014).
- [192] European Council. *EUROPEAN COUNCIL DIRECTIVE 2006/112/EC of 28th November 2006 on the common system of value-added tax*. 2006/112/EC.
- [193] R. Böhner, V. Loch und R. Schleicher. *Gülle- und Gärresttransport – Grundüberlegungen Gülle- und Gärresttransport (Teil 1). Grundüberlegungen und Empfehlungen zur Lagerkapazität und Ausbringung*. Hrsg. von Biogas Forum Bayern. 2011.

- [194] M. Scheftelowitz, J. Daniel-Gromke, N. Rensberg, V. Denysenko, K. Hillebrand, K. Naumann, D. Ziegler, J. Witt, M. Beil und W. Beyrich. *Stromerzeugung aus Biomasse. (Vorhaben IIa Biomasse)*. Zwischenbericht Juni 2014. Leipzig, 2014.
- [195] A. Herrmann. »Biogas Production from Maize: Current State, Challenges and Prospects. 2. Agronomic and Environmental Aspects«. In: *BioEnergy Research* 6 (1 2013), S. 372–387. ISSN: 1939-1234. DOI: 10.1007/s12155-012-9227-x.
- [196] C. Gissén, T. Prade, E. Kreuger, I. Nges, H. Rosenqvist, S.-E. Svensson, M. Lantz, J. Mattsson, P. Börjesson und L. Björnsson. »Comparing energy crops for biogas production – Yields, energy input and costs in cultivation using digestate and mineral fertilisation«. In: *Biomass and Bioenergy* 64 (2014), S. 199–210. ISSN: 09619534. DOI: 10.1016/j.biombioe.2014.03.061.
- [197] B. Märländer, C. Hoffmann, H.-J Koch, E. Ladewig, R. Merkes, J. Petersen und N. Stockfisch. »Environmental Situation and Yield Performance of the Sugar Beet Crop in Germany: Heading for Sustainable Development«. In: *Journal of Agronomy and Crop Science* 189 (4 2003), S. 201–226. ISSN: 0931-2250. DOI: 10.1046/j.1439-037X.2003.00035.x.
- [198] J. Tzilivakis, K. Jaggard, K.A. Lewis, M. May und D.J. Warner. »Environmental impact and economic assessment for UK sugar beet production systems«. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 107 (4 2005), S. 341–358. ISSN: 01678809. DOI: 10.1016/j.agee.2004.12.016.
- [199] V. Uusitalo, J. Havukainen, K. Manninen, J. Höhn, E. Lehtonen, S. Rasi, R. Soukka und M. Horttanainen. »Carbon footprint of selected biomass to biogas production chains and GHG reduction potential in transportation use«. In: *Renewable Energy* 66 (2014), S. 90–98. ISSN: 09601481. DOI: 10.1016/j.renene.2013.12.004.

- [200] M. Wendland, K. Offenberger und A. Kavka. *Düngebedarfsermittlung für Schläge ohne eigener Nmin-Untersuchung*. Hrsg. von Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL). 2014.
- [201] J. Eisele, V. Garbe, H. Pfeiderer und B. Osterburg. *Evaluierung der Düngeverordnung - Ergebnisse und Optionen zur Weiterentwicklung. Abschlussbericht*. Hrsg. von Johann Heinrich von Thünen-Institut. Braunschweig, 2012.
- [202] Statistisches Bundesamt. *Produzierendes Gewerbe. Düngemittelversorgung*. 2014. URL: <https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/IndustrieVerarbeitendesGewerbe/Fachstatistik/DuengemittelversorgungVj.html>.
- [203] M. Wendland, M. Diepolder und P. Capriel. *Leitfaden für die Düngung von Acker- und Grünland. Gelbes Heft*. Hrsg. von Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL). Version 10. 2012.
- [204] U. Hölker. *Anlagendaten*. URL: <http://www.biogaswissen.de/index.php/anlagendaten?showall=1&limitstart=>.
- [205] ASUE. *BHKW Kenndaten 2011*. Hrsg. von ASUE Arbeitsgemeinschaft für sparsamen und umweltfreundlichen Energieverbrauch e.V. 2011. URL: <http://asue.de/themen/blockheizkraftwerke/bhkw-tools/>.
- [206] H.-D. Haenel, C. Rösemann, U. Dämmgen, E. Poddey, A. Freibauer, S. Wulf, B. Eurich-Menden, H. Döhler, C. Schreiner, B. Bauer und B. Osterburg. *Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 - 2012. Report on methods and data (RMD) Submission 2014 = Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 - 2012 : Report zu Methoden und Daten (RMD) Berichterstattung 2014*. eng;ger. Bd. 17. Thünen Report. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 2014. 4839 S. ISBN: 978-3-86576-125-5.

- [207] J. D. Murphy und N. Power. »Technical and economic analysis of biogas production in Ireland utilising three different crop rotations«. In: *Applied Energy* 86 (1 2009), S. 25–36. ISSN: 03062619. DOI: 10.1016/j.apenergy.2008.03.015.
- [208] J. Bacenetti, M. Negri, M. Fiala und S. González-García. »Anaerobic digestion of different feedstocks: Impact on energetic and environmental balances of biogas process«. In: *Science of The Total Environment* 463-464 (2013), S. 541–551. ISSN: 00489697. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.06.058.
- [209] V. Aschmann, W. Jin, M. Effenberger und A. Gronauer. »Emissionsproblematik und Energieeffizienz biogasbetriebener Blockheizkraftwerke (BHKW) im Verlauf der Standzeit«. In: *Internationale Wissenschaftstagung Biogas Science 2009. Band 1 - Vorträge*. Hrsg. von Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL). Bd. 1. 1. 2009, S. 193–200.
- [210] B. Rincón, S. Heaven, C. Banks und Y. Zhang. »Anaerobic Digestion of Whole-Crop Winter Wheat Silage for Renewable Energy Production«. In: *Energy & Fuels* 26 (4 2012), S. 2357–2364. ISSN: 0887-0624. DOI: 10.1021/ef201985x.
- [211] B. Rincón, C. Banks und S. Heaven. »Biochemical methane potential of winter wheat (*Triticum aestivum* L.): Influence of growth stage and storage practice«. In: *Bioresource technology* 101 (21 2010), S. 8179–8184. ISSN: 1873-2976. DOI: 10.1016/j.biortech.2010.06.039.
- [212] A. Meyer-Aurich, A. Schattauer, H. Hellebrand, H. Klauss, M. Plöchl und W. Berg. »Impact of uncertainties on greenhouse gas mitigation potential of biogas production from agricultural resources«. In: *Renewable Energy* 37 (1 2012), S. 277–284. ISSN: 09601481. DOI: 10.1016/j.renene.2011.06.030.

- [213] Rheinischer Rübenanbauer-Verband e.V. (RRV), Hrsg. *Einsatz von Rüben in Biogasanlagen. Schlussbericht*. Bonn, 2014.
- [214] S. Solomon. *The physical science basis. Contribution of Working Group I*. Bd. 1. Climate change 2007 : contribution of ... to the Fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge [u.a.]: Cambridge Univ. Press, 2007. 996 S. ISBN: 9780521880091.
- [215] S. Köppen, A. Hennecke und H. Fehrenbach. *ENZO2 Greenhouse gas calculation tool. For biofuels and bioliquids*. Manual. Hrsg. von ifeu - Institut für Energie und Umweltforschung Heidelberg GmbH. Heidelberg, 2014.
- [216] C. De Klein, R. Novoa, S. Ogle, K. Smith, P. Rechette und T. Wirth. *N2O Emissions from managed soils and CO2 Emissions from lime and urea application. Chapter 11*. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Hrsg. von IPCC. 2006.
- [217] P. Icha. *Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid-Emissionen des deutschen Strommix in den Jahren 1990 bis 2013*. 2014.
- [218] J. Liebetrau, J. Clemens, C. Cuhls, C. Hafermann, J. Friehe, P. Weiland und J. Daniel-Gromke. »Methane emissions from biogas-producing facilities within the agricultural sector«. In: *Engineering in Life Sciences* 10 (6 2010), S. 595–599. ISSN: 16180240. DOI: 10.1002/elsc.201000070.
- [219] D. Hongmin, J. Mangino, T. McAllister, J. Hatfield, D. Johnson, K. Lassey, M. de Lima und A. Romanosvkaya. »Emissions from Livestock and Manure Management. Volume 4 Agriculture, Forestry and Other Land Use«. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. In: (2006).
- [220] BMWi. *Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien*. EEG 2009. 20. Dez. 2012.
- [221] D. Styles, J. Gibbons, A. Williams, H. Stichnothe, D. Chadwick und J. Healey. »Cattle feed or bioenergy? Consequential life cycle assessment of

- biogas feedstock options on dairy farms«. In: *GCB Bioenergy* (2014), S. 1–16. ISSN: 17571693. DOI: 10.1111/gcbb.12189.
- [222] U. Dämmgen, B. Amon, H.-D. Haenel, C. Rösemann und N. Hutchings. »Data sets to assess methane emissions from untreated cattle and pig slurry and solid manure storage systems in the German and Austrian emission inventories«. In: *Agricultural and Forestry Research* 62 (1-2 2012), S. 1–20.
- [223] Umweltbundesamt, Hrsg. *Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger. Bestimmung der vermiedenen Emissionen im Jahr 2012*. Aktualisierte Anhänge 1,2 und 3. 28. Feb. 2014.
- [224] U. Roth, H. Döhler, S. Hartmann und S. Wulf. »Treibhausgasbilanzen und CO₂eq-Vermeidungskosten landwirtschaftlicher Biogasanlagen«. In: *Biogas in der Landwirtschaft - Stand und Perspektiven*. (Göttingen). Hrsg. von KTBL. Bd. 488. KTBL-Schrift 488. Darmstadt: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, 2011, S. 196–208. ISBN: 9783941583566.
- [225] D. Felten, N. Fröba, J. Fries und C. Emmerling. »Energy balances and greenhouse gas-mitigation potentials of bioenergy cropping systems (Miscanthus, rapeseed, and maize) based on farming conditions in Western Germany«. In: *Renewable Energy* 55 (2013), S. 160–174. ISSN: 09601481. DOI: 10.1016/j.renene.2012.12.004.
- [226] T. Bruckner, I. Bashmakov, Y. Mulugetta, H. Chum, A. Navarro, J. Edmonds, A. Faaij, B. Fungtammasan, A. Garg, E. Hertwich, D. Hinnery, D. Infield, M. Kinuma, S. Khennas, S. Kim, H. Nimir, K. Riahi, N. Strachan, R. Wiser und X. Zhang. *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Energy Systems*. Hrsg. von Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2014.
- [227] BMWi. *Erneuerbare Energien im Jahr 2013*. Hrsg. von Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi). Berlin, 2014.

- [228] S. Lechtenböhmer und H.-J. Luhmann. »Decarbonization and regulation of Germany's electricity system after Fukushima«. In: *Climate Policy* 13 (sup01 2013), S. 146–154. ISSN: 1469-3062. DOI: 10.1080/14693062.2013.754605.
- [229] P. Weiland. »Biogas production: current state and perspectives«. In: *Applied Microbiology and Biotechnology* 85 (4 2010), S. 849–860. ISSN: 0175-7598. DOI: 10.1007/s00253-009-2246-7.
- [230] E. Mauky, H. Jacobi, J. Liebetrau und M. Nelles. »Flexible biogas production for demand-driven energy supply – Feeding strategies and types of substrates«. In: *Bioresource technology* 178 (2015), S. 262–269. ISSN: 1873-2976. DOI: 10.1016/j.biortech.2014.08.123.
- [231] K.-J. Hülsbergen, B. Feil, S. Biermann, G.-W. Rathke, W.-D. Kalk und W. Diepenbrock. »A method of energy balancing in crop production and its application in a long-term fertilizer trial«. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 86 (3 2001), S. 303–321. ISSN: 01678809. DOI: 10.1016/S0167-8809(00)00286-3.
- [232] J. Hartmann. *Life-cycle-assessment of industrial scale biogas plants. Dissertation*. Göttingen, 12. Sep. 2006.
- [233] S. Ramesohl, K. Arnold, M. Kaltschmitt, F. Scholwin, F. Hofmann, A. Plättner, M. Kalies, S. Lulies, G. Schröder, W. Althaus, W. Urban und F. Burmeister. *Analyse und Bewertung der Nutzungsmöglichkeiten von Biomasse. Band 1: Gesamtergebnisse und Schlussfolgerungen (Endbericht)*. Hrsg. von Wuppertal Institut. 30. Jan. 2006.
- [234] P. Gerin, F. Vliegen und J.-M. Jossart. »Energy and CO₂ balance of maize and grass as energy crops for anaerobic digestion«. In: *Bioresource technology* 99 (7 2008), S. 2620–2627. ISSN: 1873-2976. DOI: 10.1016/j.biortech.2007.04.049.

- [235] BLE. *Bekanntmachung Nr. 03/2013/41*. Hrsg. von Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung. Bonn, 2013.
- [236] Landwirtschaft und Geologie Sächsisches Landesamt für Umwelt, Hrsg. *Betrieb einer Biogasanlage*. 2010. URL: <http://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/7147.htm>.
- [237] Statistisches Bundesamt, Hrsg. *Wachstum und Ernte. Feldfrüchte*. Fachserie 3 Reihe 3.2.1. 2014.
- [238] C. Herrmann, M. Heiermann, C. Idler und V. Plogsties. *Ermittlung des Einflusses der Substratqualität auf die Biogasausbeute in Labor und Praxis. Schlussbericht Teilprojekt 4*. Verbundprojekt EVA II: Standortangepasste Anbausysteme für die Produktion von Energiepflanzen. 1. Juli 2013.
- [239] T. Amon, B. Amon, V. Kryvoruchko, A. Machmüller, K. Hopfner-Sixt, V. Bodiroza, R. Hrbek, J. Friedel, E. Pötsch, H. Wagentristsl, M. Schreiner und W. Zollitsch. »Methane production through anaerobic digestion of various energy crops grown in sustainable crop rotations«. In: *Bioresource technology* 98 (17 2007), S. 3204–3212. ISSN: 1873-2976. DOI: 10.1016/j.biortech.2006.07.007.
- [240] L. Lijó, S. González-García, J. Bacenetti, M. Fiala, G. Feijoo, J. Lema und M. Moreira. »Life Cycle Assessment of electricity production in Italy from anaerobic co-digestion of pig slurry and energy crops«. In: *Renewable Energy* 68 (2014), S. 625–635. ISSN: 09601481. DOI: 10.1016/j.renene.2014.03.005.
- [241] P. Börjesson und M. Berglund. »Environmental systems analysis of biogas systems—Part II: The environmental impact of replacing various reference systems«. In: *Biomass and Bioenergy* 31 (5 2007), S. 326–344. ISSN: 09619534. DOI: 10.1016/j.biombioe.2007.01.004.
- [242] BMWi. *Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien*. EEG 2012. 2. Jan. 2013.

- [243] P. Balsari, E. Dinuccio und F. Gioelli. »A floating coverage system for digestate liquid fraction storage«. In: *Bioresource technology* 134 (2013), S. 285–289. ISSN: 1873-2976. DOI: 10.1016/j.biortech.2013.02.021.
- [244] S. Pugesgaard, J. Olesen, U. Jørgensen und T. Dalgaard. »Biogas in organic agriculture—effects on productivity, energy self-sufficiency and greenhouse gas emissions«. In: *Renewable Agriculture and Food Systems* 29 (01 2014), S. 28–41. ISSN: 1742-1705. DOI: 10.1017/S1742170512000440.
- [245] J. Doll und F. Orazem. *Production economics. Theory with applications*. 2. Aufl. New York: Wiley, 1984. ix, 470. ISBN: 0-471-87470-1.
- [246] T. Stocker, D. Quin, G.-K Plattner, M. Tignor, S. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex und P. Midgley, Hrsg. *Climate change 2013: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Intergovernmental Panel on Climate Change, 2013.
- [247] S. Vermeulen, B. Campbell und J. Ingram. »Climate Change and Food Systems«. In: *Annual Review of Environment and Resources* 37 (1 2012), S. 195–222. ISSN: 1543-5938. DOI: 10.1146/annurev-environ-020411-130608.
- [248] European Comission. *Report from the comission to the Council and the European Parliament. on sustainability requirements for the use of solid and gaseous biomass sources in electricity, heating and cooling*. 26. Feb. 2010.
- [249] M. R. Jones. »Analysis of the Use of Energy in Agriculture - Approaches and Problems«. In: *Agricultural Systems* 29 (4 1989), S. 339–355. ISSN: 0308521X.
- [250] M. Berglund und P. Börjesson. »Assessment of energy performance in the life-cycle of biogas production«. In: *Biomass and Bioenergy* 30 (3 2006), S. 254–266. ISSN: 09619534. DOI: 10.1016/j.biombioe.2005.11.011.

- [251] J. Witt, D. Thrän, N. Rensberg, C. Hennig, K. Naumann, E. Billig, P. Sauter, J. Daniel-Gromke, A. Krautz, C. Weiser, G. Reinhold und T. Graf. *Monitoring zur Wirkung des Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) auf die Entwicklung der Stromerzeugung aus Biomasse*. Hrsg. von Deutsches Biomasseforschungszentrum (DBFZ). Leipzig, 2012.
- [252] J. Havukainen, V. Uusitalo, A. Niskanen, V. Kapustina und M. Horttanainen. »Evaluation of methods for estimating energy performance of biogas production«. In: *Renewable Energy* 66 (2014), S. 232–240. ISSN: 09601481. DOI: 10.1016/j.renene.2013.12.011.
- [253] A. Prochnow, M. Heiermann, M. Plöchl, B. Linke, C. Idler, T. Amon und P. Hobbs. »Bioenergy from permanent grassland – A review: 1. Biogas«. In: *Bioresource technology* 100 (21 2009), S. 4931–4944. ISSN: 1873-2976. DOI: 10.1016/j.biortech.2009.05.070.
- [254] T. Thamsiriroj, A. Nizami und J. Murphy. »Why does mono-digestion of grass silage fail in long term operation?« In: *Applied Energy* 95 (2012), S. 64–76. ISSN: 03062619. DOI: 10.1016/j.apenergy.2012.02.008.
- [255] Statistisches Bundesamt. *Bodennutzung der Betriebe (Landwirtschaftlich genutzte Flächen)*. 2014. URL: https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/Bodennutzung/LandwirtschaftlicheNutzflaechen.pdf?__blob=publicationFile (besucht am 19.01.2016).
- [256] S. Frühauf, M. Saylor, J. Lizasoain, A. Gronauer und A. Bauer. »Potential Analysis of Agro-Municipal Residues as a Source of Renewable Energy«. In: *BioEnergy Research* 8 (3 2015), S. 1449–1456. ISSN: 1939-1234. DOI: 10.1007/s12155-015-9608-z.
- [257] C. Rösch, J. Skarka, K. Raab und V. Stelzer. »Energy production from grassland – Assessing the sustainability of different process chains under German conditions«. In: *Biomass and Bioenergy* 33 (4 2009), S. 689–700. ISSN: 09619534. DOI: 10.1016/j.biombioe.2008.10.008.

- [258] F. Offermann, C. Deblitz, B. Golla, H. Gömann, H.-D. Haenel, W. Kleinhans, P. Kreins, O. Ledebur, B. Osterburg, J. Hansen, N. Röder, C. Rösemann, P. Salamon, J. Sanders und T. de Witte. *Thünen-Baseline 2013-2023. Agrarökonomische Projektionen für Deutschland*. Braunschweig. URL: <https://www.econstor.eu/dspace/bitstream/10419/99325/1/790224100.pdf> (besucht am 15.03.2016).
- [259] P. Kreins und H. Gömann. »Modelling regional land use and agricultural production in Germany in the framework of the Health Check of the CAP«. In: *Agrarwirtschaft* 57 (3/4 2008), S. 195–206. (Besucht am 15.03.2016).
- [260] Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Hrsg. *Nutzung von Grünland zur Biogaserzeugung. Machbarkeitsstudie*. 2011.
- [261] A. Gützloe, U. Thumm und I. Lewandowski. »Influence of climate parameters and management of permanent grassland on biogas yield and GHG emission substitution potential«. In: *Biomass and Bioenergy* 64 (2014), S. 175–189. ISSN: 09619534. DOI: 10.1016/j.biombioe.2014.03.024.
- [262] A. Meyer, C. Schleier, H.-P. Piorr und J. Holm-Nielsen. »The potential of surplus grass production as co-substrate for anaerobic digestion. A case study in the Region of Southern Denmark«. In: *Renewable Agriculture and Food Systems* (2015), S. 1–20. DOI: 10.1017/S1742170515000277.
- [263] C. Herrmann, A. Prochnow, M. Heiermann und C. Idler. »Biomass from landscape management of grassland used for biogas production. Effects of harvest date and silage additives on feedstock quality and methane yield«. In: *Grass and Forage Science* 69 (4 2014), S. 549–566. ISSN: 01425242. DOI: 10.1111/gfs.12086.
- [264] J. Murphy und N. Power. »An argument for using biomethane generated from grass as a biofuel in Ireland«. In: *Biomass and Bioenergy* 33 (3 2009), S. 504–512. ISSN: 09619534. DOI: 10.1016/j.biombioe.2008.08.018.

- [265] B. Smyth, J. Murphy und C. O'Brien. »What is the energy balance of grass biomethane in Ireland and other temperate northern European climates?« In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 13 (9 2009), S. 2349–2360. ISSN: 13640321. DOI: 10.1016/j.rser.2009.04.003.
- [266] G. Koçar und N. Civaş. »An overview of biofuels from energy crops. Current status and future prospects«. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 28 (2013), S. 900–916. ISSN: 13640321. DOI: 10.1016/j.rser.2013.08.022.
- [267] N. Korres, A. Singh, A.-S. Nizami und J. Murphy. »Is grass biomethane a sustainable transport biofuel?« In: *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 4 (3 2010), S. 310–325. ISSN: 1932104X. DOI: 10.1002/bbb.228.
- [268] O. Hijazi, S. Munro, B. Zerhusen und M. Effenberger. »Review of life cycle assessment for biogas production in Europe«. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 54 (2016), S. 1291–1300. ISSN: 13640321. DOI: 10.1016/j.rser.2015.10.013.
- [269] S. Auburger, A. Jacobs, B. Märlander und E. Bahrs. »Economic optimization of feedstock mix for energy production with biogas technology in Germany with a special focus on sugar beets – Effects on greenhouse gas emissions and energy balances«. In: *Renewable Energy* 89 (2016), S. 1–11. ISSN: 09601481. DOI: 10.1016/j.renene.2015.11.042.
- [270] Bundesministerium für Wirtschaft und Energie. *Verordnung über Anforderungen an einenachhaltige Herstellung von Biokraftstoffen (Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung -Biokraft-NachV)*. Biokraft-NachV. 2016. URL: <https://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/biokraft-nachv/gesamt.pdf>.
- [271] G. Voigtländer und N. Voss. *Methoden der Grünlanduntersuchung und –bewertung. Grünland - Feldfutter -Rasen*. Stuttgart: Ulmer, 1979. 207 S. ISBN: 9783800130436.

- [272] Statistisches Bundesamt, Hrsg. *Anleitung für die Ernte- und Betriebsberichterstattung der landwirtschaftlichen Feldfrüchte und des Grünlandes*. 2015. URL: https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/Wirtschaftsbereiche/LandForstwirtschaftFischerei/FeldfruechteGruenland/Methoden/AnleitungEBE.pdf?__blob=publicationFile (besucht am 02.02.2016).
- [273] L. Pavlů, J. Gaisler, M. Hejzman und V. Pavlů. »What is the effect of long-term mulching and traditional cutting regimes on soil and biomass chemical properties, species richness and herbage production in *Dactylis glomerata* grassland?« In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 217 (2016), S. 13–21. ISSN: 01678809. DOI: 10.1016/j.agee.2015.10.026.
- [274] D. Ebeling, L. Breitsameter, B. Bugdahl, E. Janssen und J. Isselstein. »Herbage from extensively managed grasslands for biogas production: methane yield of stands and individual species«. English. In: *Grassland Science in Europe, Volume 18*. Author Affiliation: Georg-August-Universität Göttingen, Department of Crop Sciences, Grassland Science, v.- Siebold-Str. 8, D-37075 Göttingen, Germany. Author Email: dorothee.ebeling@yahoo.de. Borgarnes: Agricultural University of Iceland, 2013, S. 560–562.
- [275] K. Grant, R. Siegmund, M. Wagner und S. Hartmann. »Satellite-based assessment of grassland yields«. In: *ISPRS - International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences XL-7/W3* (2015), S. 15–18. ISSN: 2194-9034. DOI: 10.5194/isprsarchives-XL-7-W3-15-2015.
- [276] P. Weiland. »Biomass Digestion in Agriculture. A Successful Pathway for the Energy Production and Waste Treatment in Germany«. In: *Engineering in Life Sciences* 6 (3 2006), S. 302–309. ISSN: 16180240. DOI: 10.1002/elsc.200620128.
- [277] J. McEniry, E. Allen, J. D. Murphy und P. O’Kiely. »Grass for biogas production. The impact of silage fermentation characteristics on methane

- yield in two contrasting biomethane potential test systems«. In: *Renewable Energy* 63 (2014), S. 524–530. ISSN: 09601481. DOI: 10.1016/j.renene.2013.09.052.
- [278] A.-S. Nizami und J. Murphy. »What type of digester configurations should be employed to produce biomethane from grass silage?« In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 14 (6 2010), S. 1558–1568. ISSN: 13640321. DOI: 10.1016/j.rser.2010.02.006.
- [279] H. Döhler. *Faustzahlen Biogas*. ger. 3. Ausg. Darmstadt: KTBL, 2013. 360 S. ISBN: 9783941583856.
- [280] M. Seppälä, T. Paavola, A. Lehtomäki und J. Rintala. »Biogas production from boreal herbaceous grasses—specific methane yield and methane yield per hectare«. eng. In: *Bioresource technology* 100 (12 2009). Journal Article Research Support, Non-U.S. Gov’t, S. 2952–2958. ISSN: 1873-2976. DOI: 10.1016/j.biortech.2009.01.044. eprint: 19261471.
- [281] J. Messner und M. Elsässer. *Gas aus Gras - welche Grünlandaufwüchse eignen sich für die Biogaserzeugung*. LAZBW Aulendorf, 2012. URL: http://www.lazbw.de/pb/site/lel/get/documents/MLR.LEL/PB5Documents/lazbw_gl/Biogas/Gas_aus_Gras_Artikel_Landinfo.pdf.
- [282] V. Tilvikine, K. Venslauskas, K. Navickas, V. Zuperka, Z. Dabkevicius und Z. Kadzilulienė. »The biomass and biogas productivity of perennial grasses«. In: *Agriculture* 99 (1 2012), S. 17–22. URL: [http://www.lzi.lt/tomai/99\(1\)tomas/99_1_tomas_str3.pdf](http://www.lzi.lt/tomai/99(1)tomas/99_1_tomas_str3.pdf) (besucht am 21.03.2016).
- [283] K. Möller. »Effects of anaerobic digestion on soil carbon and nitrogen turnover, N emissions, and soil biological activity. A review«. In: *Agronomy for Sustainable Development* 35 (3 2015), S. 1021–1041. ISSN: 1774-0746. DOI: 10.1007/s13593-015-0284-3.

- [284] N. Schneider-Götz, H. Pfeiderer, M. Elsässer und J. Breuer. *Beratungsgrundlagen für die Düngung im Ackerbau und auf Grünland in Baden-Württemberg*. Hrsg. von Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg. Karlsruhe, 2011.
- [285] Landesanstalt für Landwirtschaft Bayern. *Deckungsbeitragsrechner*. 2016. URL: <https://www.stmelf.bayern.de/idb/default.html> (besucht am 06.01.2016).
- [286] Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft. *Feldarbeitsrechner*. 2016. URL: <http://daten.ktbl.de/feldarbeit/entry.html#0> (besucht am 04.01.2016).
- [287] Kuratorium Bayerischer Maschinen- und Betriebshilferinge e.V. *Futterbau und Strohernte. Kennziffer 300*. 2015. URL: <http://www.kbm-info.de/content/kennziffer-300> (besucht am 04.01.2016).
- [288] Maschinenring Stade e.V. *Verrechnungssätze Maschinenring Stade 2015*. 2015. URL: <https://www.google.de/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&ved=0ahUKEwj9emX8pDKAhWD-w4KHaxEAe4QFggjMAA&url=http://www.maschinenring-stade.de/index.php/download.html?file=files/mr/downloads/Verrechnungssaetze/Verrechnungssaetze%202015.pdf&usg=AFQjCNGviHFYockRbS2f8IOTKQcyWmoCCQ&cad=rja> (besucht am 04.01.2016).
- [289] T. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex und P. Midgley, Hrsg. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Working Group I Contribution to the IPCC Fifth Assessment Report*. Cambridge: Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2013.
- [290] R. Rees, J. Augustin, G. Alberti, B. Ball, P. Boeckx, A. Cantarel, S. Castaldi, N. Chirinda, B. Chojnicki, M. Giebels, H. Gordon, B. Grosz, L. Horvath, R. Juszczak, Å. Kasimir Klemedtsson, L. Klemedtsson, S. Me-

- dinets, A. Machon, F. Mapanda, J. Nyamangara, J. Olesen, D. Reay, L. Sanchez, A. Sanz Cobena, K. Smith, A. Sowerby, M. Sommer, J. Soussana, M. Stenberg, C. Topp, O. van Cleemput, A. Vallejo, C. Watson und M. Wuta. »Nitrous oxide emissions from European agriculture – an analysis of variability and drivers of emissions from field experiments«. In: *Biogeosciences* 10 (4 2013), S. 2671–2682. ISSN: 1726-4189. DOI: 10.5194/bg-10-2671-2013.
- [291] K. Dobbie und K. Smith. »Nitrous oxide emission factors for agricultural soils in Great Britain. The impact of soil water-filled pore space and other controlling variables«. In: *Global Change Biology* 9 (2 2003), S. 204–218. ISSN: 1354-1013. DOI: 10.1046/j.1365-2486.2003.00563.x.
- [292] L. Wu, R. Rees, D. Tarsitano, X. Zhang, S. Jones und A. Whitmore. »Simulation of nitrous oxide emissions at field scale using the SPACSYS model«. eng. In: *The Science of the total environment* 530-531 (2015). Journal Article Research Support, Non-U.S. Gov't, S. 76–86. ISSN: 1879-1026. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.05.064. eprint: 26026411.
- [293] C. Flechard, P. Ambus, U. Skiba, R. Rees, A. Hensen, A. van Amstel, A. Dasselaar, J.-F. Soussana, M. Jones, J. Clifton-Brown, A. Raschi, L. Horvath, A. Neftel, M. Jocher, C. Ammann, J. Leifeld, J. Fuhrer, P. Calanca, E. Thalman, K. Pilegaard, C. Di Marco, C. Campbell, E. Nemitz, K. Hargreaves, P. Levy, B. Ball, S. Jones, W.C.M. van de Bulk, T. Groot, M. Blom, R. Domingues, G. Kasper, V. Allard, E. Ceschia, P. Cellier, P. Laville, C. Henault, F. Bizouard, M. Abdalla, M. Williams, S. Baronti, F. Berretti und B. Grosz. »Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe«. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 121 (1-2 2007), S. 135–152. ISSN: 01678809. DOI: 10.1016/j.agee.2006.12.024.

- [294] G. Velthof, O. Oenema, R. Postma und M. van Beusichem. »Effects of type and amount of applied nitrogen fertilizer on nitrous oxide fluxes from intensively managed grassland«. In: *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 46 (3 1996), S. 257–267. ISSN: 1385-1314. DOI: 10.1007/BF00420561.
- [295] C. De Klein, R. Sherlock, K. Cameron und T. van der Weerden. »Nitrous oxide emissions from agricultural soils in New Zealand—A review of current knowledge and directions for future research«. In: *Journal of the Royal Society of New Zealand* 31 (3 2010), S. 543–574. ISSN: 0303-6758. DOI: 10.1080/03014223.2001.9517667.
- [296] H. Hauggaard-Nielsen, P. Lachouani, M. Knudsen, P. Ambus, B. Boelt und R. Gislum. »Productivity and carbon footprint of perennial grass-forage legume intercropping strategies with high or low nitrogen fertilizer input«. eng. In: *The Science of the total environment* 541 (2016). Journal Article, S. 1339–1347. ISSN: 1879-1026. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.10.013. eprint: 26479907.
- [297] M. Sterner und U. Fritsche. »Greenhouse gas balances and mitigation costs of 70 modern Germany-focused and 4 traditional biomass pathways including land-use change effects«. In: *Biomass and Bioenergy* 35 (12 2011), S. 4797–4814. ISSN: 09619534. DOI: 10.1016/j.biombioe.2011.08.024.
- [298] Bundesregierung der Bundesrepublik Deutschland. *Gesetz zur Durchführung der Direktzahlungen an Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe im Rahmen von Stützungsregelungen der Gemeinsamen Agrarpolitik (Direktzahlungen-Durchführungsgesetz - DirektZahlDurchfG)*. DirektZahlDurchfG. 2014. URL: <http://www.gesetze-im-internet.de/direktzahldurchfg/BJNR089700014.html> (besucht am 10.03.2016).
- [299] T. Searchinger, R. Heimlich, R. Houghton, F. Dong, A. Elobeid, J. Fabiosa, S. Tokgoz, D. Hayes und T.-H. Yu. »Use of U.S. Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases Through Emissions from Land-Use Change«.

In: *Science* 319 (5867 2008), S. 1238–1240. ISSN: 0036-8075. DOI: 10.1126/science.1151861.

- [300] E. Gawel und G. Ludwig. »The iLUC dilemma. How to deal with indirect land use changes when governing energy crops?« In: *Land Use Policy* 28 (4 2011), S. 846–856. ISSN: 02648377. DOI: 10.1016/j.landusepol.2011.03.003.
- [301] J. Schmidt und M. Brandao. *LCA screening of biofuels - iLUC, biomass manipulation and soil carbon*. 2013. URL: http://vbn.aau.dk/ws/files/196728623/biomasse_bilag1_lcascreening.pdf (besucht am 16.03.2016).
- [302] D. Tonini, L. Hamelin, H. Wenzel und T. Astrup. »Bioenergy Production from Perennial Energy Crops. A Consequential LCA of 12 Bioenergy Scenarios including Land Use Changes«. In: *Environmental Science & Technology* 46 (24 2012), S. 13521–13530. ISSN: 0013-936X. DOI: 10.1021/es3024435.
- [303] L. Hamelin, I. Naroznova und H. Wenzel. »Environmental consequences of different carbon alternatives for increased manure-based biogas«. In: *Applied Energy* 114 (2014), S. 774–782. ISSN: 03062619. DOI: 10.1016/j.apenergy.2013.09.033.
- [304] U. Fritsche, K. Hennenberg und K. Hünecke. *The “iLUC Factor” as a Means to Hedge Risks of GHG Emissions from Indirect Land Use Change. Working Paper*. Hrsg. von Öko-Institut e.V. 2010. URL: <http://www.oeko.de/oekodoc/1030/2010-082-en.pdf#page=1&zoom=auto,-274,329> (besucht am 15.03.2016).
- [305] G. Breustedt und H. Habermann. »Determinants of Agricultural Cash Rents in Germany: A Spatial Econometric Analysis for Farm-Level Data«. In: *Journal of Agricultural Economics* 62 (1 2011), S. 225–243.

- [306] L. Scholz, A. Meyer-Aurich und D. Kirschke. »Greenhouse Gas Mitigation Potential and Mitigation Costs of Biogas Production in Brandenburg, Germany«. In: *AgBioForum* 14 (3 2011), S. 133–141.
- [307] Deutscher Landwirtschaftsverlag GmbH, Hrsg. *Bodenmarkt*. Berlin, 2013. URL: <http://www.bodenmarkt.info/hefte-bodenmarkt/nr-5-des-heftes-bodenmarkt-2011-2012/index.html> (besucht am 25.02.2016).
- [308] J. Buckley. »Solving possibilistic linear programming problems«. In: *Fuzzy Sets and Systems* 31 (1989), S. 329–341.
- [309] W. Fisher und L. Schruben. »Linear programming applied to feed-mixing under different price conditions«. In: *Journal of Farm Economics* 35 (4 1953), S. 471–483.
- [310] Deutsche Emissionshandelsstelle. *Fragen und Antworten zum Europäischen Emissionshandel*. Hrsg. von Umweltbundesamt. Berlin, 2014. URL: http://www.dehst.de/SharedDocs/Downloads/DE/Publikationen/Fragen_Antworten_EH.html (besucht am 22.02.2016).
- [311] European Energy Exchange. *EU Emission Allowances / Secondary Market*. 2016. URL: <https://www.eex.com/en/market-data/emission-allowances/spot-market/european-emission-allowances> (besucht am 22.02.2016).
- [312] S. Schwermer, P. Preiss und W. Müller. *Best-Practice-Kostensätze für Luftschadstoffe, Verkehr, Strom- und Wärmeerzeugung. Anhang B der "Methodenkonvention 2.0 zur Schätzung von Umweltkosten"*. Hrsg. von Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau, 2012.
- [313] M. Kandziora, K. Dörnhöfer, N. Oppelt und F. Müller. »Detecting Land Use And Land Cover Changes In Northern German Agricultural Landscapes To Assess Ecosystem Service Dynamics«. In: *Landscape Online* (2014), S. 1–24. ISSN: 18651542. DOI: 10.3097/L0.201435.

- [314] A. Nassar, L. Harfuch, L. Bachion und M. Moreira. »Biofuels and land-use changes. Searching for the top model«. In: *Interface Focus* 1 (2 2011), S. 224–232. ISSN: 2042-8898. DOI: 10.1098/rsfs.2010.0043.
- [315] H. Hauggaard-Nielsen, A. Johansen, M. Carter, P. Ambus und E. Jensen. »Annual maize and perennial grass-clover strip cropping for increased resource use efficiency and productivity using organic farming practice as a model«. In: *European Journal of Agronomy* 47 (2013), S. 55–64. ISSN: 11610301. DOI: 10.1016/j.eja.2013.01.004.
- [316] Bundesgerichtshof. *Urteil zum Anlagensplitting vom 23.10.2013. Aktenzeichen VIII ZR 262/12*. 2013. URL: <https://www.clearingstelle-eeg.de/files/bgh-urteil.pdf>.
- [317] L. Müller, U. Schindler, A. Behrendt, F. Eulenstein und R. Dannowski. *The Muencheberg Soil Quality Ratin (SQR). Field manual for detecting and assessing properties and limitations of soils for cropping and grazing*. 2007. 103 S.
- [318] BGR. *BÜK200. Bodenübersichtskarte im Maßstabe 1:200000*. Hrsg. von Bundesamt für Geodäsie und Rohstoffe. 2015. URL: <https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Projekte/Informationsgrundlagen-laufend/BUEK200/BUEK200.html>.
- [319] Deutscher Wetterdienst. *Climate Data Center (CDC)*. 2016. URL: http://www.dwd.de/DE/klimaumwelt/cdc/cdc_node.html (besucht am 25.02.2016).
- [320] A. Richter, V. Hennings und L. Müller. *Anwendung des Müncheberger Soil Quality Ratings (SQR) auf bodenkundliche Grundlagenkarten*. Bonn, 2009.
- [321] C. Walla und W. Schneeberger. »Ökostromerzeugung aus Energiepflanzen von konventionell wirtschaftenden Betrieben«. In: *Die Bodenkultur* 57 (3 2006), S. 143–154. URL: <https://diebodenkultur.boku.ac.at/volltexte/band-57/heft-3/walla.pdf> (besucht am 18.02.2016).

- [322] P. Karpenstein-Machan, T. Zimmermann und O. Mußhoff. »Ökonomische und pflanzenbauliche Optimierung des Anbaus von Nahrungs-, Futter- und Energiepflanzen mit Unterstützung eines Linearen Programmierungsmodells«. *Berichte über Landwirtschaft - Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft*, Band 91, Heft 1, Mai 2013. ger. In: (2013). DOI: 10.12767/buel.v91i1.16.g56.
- [323] F. Tubiello, M. Salvatore, S. Rossi, A. Ferrara, N. Fitton und P. Smith. »The FAOSTAT database of greenhouse gas emissions from agriculture«. In: *Environmental Research Letters* 8 (1 2013), S. 015009. ISSN: 1748-9326. DOI: 10.1088/1748-9326/8/1/015009.
- [324] F. Cherubini und A. Strømman. »Life cycle assessment of bioenergy systems. State of the art and future challenges«. In: *Bioresource technology* 102 (2 2011), S. 437–451. ISSN: 1873-2976. DOI: 10.1016/j.biortech.2010.08.010.
- [325] V. Fantin, A. Giuliano, M. Manfredi, G. Ottaviano, M. Stefanova und P. Masoni. »Environmental assessment of electricity generation from an Italian anaerobic digestion plant«. In: *Biomass and Bioenergy* 83 (2015), S. 422–435. ISSN: 09619534. DOI: 10.1016/j.biombioe.2015.10.015.
- [326] U. Kellner, R. Delzeit und J. Thiering. »Wo steht die Biogasanlage? – Auch bei den Gärrest-Verbringungskosten zählt der Standort«. In: *Qualität und Effizienz durch informationsgestützte Landwirtschaft. Fokus Moderne Weinwirtschaft ; Referate der 31. GIL-Jahrestagung, 24. - 25. Februar 2011 in Oppenheim, Germany*. Hrsg. von M. Clasen. Bd. 181. GI-Edition Proceedings 181. Bonn: Ges. für Informatik, 2011, S. 109–112. ISBN: 3-88579-275-8.
- [327] U. Keymer. »Der Wert von Biogasgärresten«. In: *Düngung mit Biogasgärresten. effektiv-umweltfreundlich-bodenschonend*. 10. Kulturlandschaftstag. Hrsg. von Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft. 2012, S. 7–9.

- [328] Landwirtschaftskammer Niedersachsen. *Maispreis 2014 - So kalkulieren Sie richtig*. 2015. URL: <http://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/6/nav/360/article/17878.html> (besucht am 25.02.2016).
- [329] A. Hoffmann und T. Glauert. *Zuckerrüben für Biogas - worauf es ankommt!* Hrsg. von Landwirtschaftskammer Niedersachsen. 2013. URL: <http://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/2/nav/74/article/21526.html> (besucht am 26.02.2016).
- [330] S. Schaffner, G. Wolf und M. Kawasch. *Rüben als Biogassubstrat. Überblick über Verfahrenswege zu Transport, Aufbereitung und Lagerung*. Hrsg. von Biogas Forum Bayern. 2011. URL: http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/ipz/dateien/titelblatt_2011-17_biogasforum.pdf (besucht am 26.02.2016).
- [331] N. Pelka, M. Buchholz und O. Mußhoff. »Wettbewerbsfähigkeit von Zuckerrüben mit dem Produktionsziel Biogas«. de. In: *Berichte über Landwirtschaft - Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft* 93 (1 2015), S. 1–11. DOI: 10.12767/buel.v93i1.64.g151.
- [332] J. Przybyl, N. Mioduszevska, J. Dach und K. Pilarski. »Sugar beets used for traditional purposes and for energy. An enconomic comparison«. In: *Agricultural Engineering* 7 (132 2011), S. 131–139.

Lebenslauf

Angaben zur Person

Name	Sebastian Auburger
Geburtsdatum	14.Juli 1986
Geburtsort	Regensburg
Anschrift	Am Tegelberg 1, 93095 Hagelstadt
Familienstand	ledig
Staatsangehörigkeit	deutsch

Schulbildung:

09/93 - 08/97	Grundschule Hagelstadt
09/97 - 06/06	Gymnasium Neutraubling, abgeschlossen mit der allgemeinen Hochschulreife (Note: 1,8)

Wehrdienst:

07/06 - 03/07	Panzerpionierbataillon 4 in Bogen
---------------	-----------------------------------

Studium:

04/07 - 03/10	Agrarwissenschaften (B.Sc.) an der Universität Hohenheim (Note: 1,3), Bachelorarbeit zum Thema: „Optimierung eines Marktfruchtbetriebs, unter dem Gesichtspunkt verringerter Arbeitskapazität“ (Note: 1,0)
10/10 - 03/12	Agribusiness (M.Sc.) an der Universität Hohenheim (Note: 1,3), Masterarbeit zum Thema: „Die regionale Entwicklung der Energieproduktionsintensität aus Biogas in Deutschland im Kontext des EEG 2012“ (Note: 1,0)

Berufspraxis:

10/12 - 03/16

Wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre (410b), Universität Hohenheim. Bearbeitung des Projekts „Die Zuckerrübe als Energiepflanze in Fruchtfolgen auf hochproduktiven Standorten - eine pflanzenbaulich- ökonomische Systemanalyse: Teilvorhaben 4: Ökonomische Effizienz II - Standortbewertung “

04/15 - 03/16

Projektassistent bei der BBV Computerdienst GmbH, München

04/16 - heute

Steuerberatungsassistent bei der Treukontax Steuerberatungsgesellschaft mbH, München

Hagelstadt, den 26. Dezember 2016

Sebastian Auburger

Sonstige Veröffentlichungen und Vorträge

Begutachtete Beiträge

- Jacobs, A., Auburger, S., Bahrs, E., Brauer-Siebrecht, W., Christen, O., Götze, P., Koch, H.-J., Mußhoff, O., Rücknagel, J. und Märländer, B. (2016): Replacing silage maize for biogas production by sugar beet - A system analysis with ecological and economical approaches.
Agricultural Systems (DOI: 10.1016/j.agsy.2016.10.004)
- Jacobs, A., Auburger, S., Bahrs, E., Brauer-Siebrecht, W., Christen, O., Götze, P., Koch, H.-J., Rücknagel, J. und Märländer, B. (voraussichtlich 2016): Greenhouse gas emission of biogas production out of silage maize and sugar beet - an assessment along the entire production chain.
Status: Eingereicht bei BioEnergy Research.
- Gerhards, R., Dentler, J., Gutjahr, C., Auburger, S. und Bahrs, E. (2016): An approach to investigate the costs of herbicide resistant *Alopecurus myosuroides* Huds..
Weed Research (DOI: 10.1111/wre.12228).
- Auburger, S. und Bahrs, E. (2014): Regionale Potenziale der Biogasproduktion zur flexiblen Stromproduktion in Deutschland.
Jahrbuch der Österreichischen Gesellschaft für Agrarökonomie (ÖGA), Band 23, Seiten: 11-20.
- Wüstholtz, R., Auburger, S. und Bahrs, E. (2014): Konsequenzen aus der Anrechnung von Gärresten pflanzlicher Herkunft auf die N-Ausbringungsobergrenze organischer Düngemittel und auf die Derogation – Status quo und Empfehlungen.
Berichte über Landwirtschaft, Band 92, 3/2014, Seiten: 1-23.
- Jacobs, A., Auburger, S., Bahrs, E., Brauer-Siebrecht, W., Buchholz, M., Christen, O., Götze, P., Koch, H. J., Musshoff, O., Pelka, N., Rücknagel, J., Märländer, B. (2013): Die Zuckerrübe als Energiepflanze in Fruchtfolgen auf hoch produktiven Standorten – eine pflanzenbaulich/ökonomische Systemanalyse.
Sugar-Industry, 139 (64), Seiten: 117-127.

Beiträge in Tagungsbänden

- Auburger, S., Jacobs, A. und Bahrs, E. (2015): Die regionalisierte Konkurrenzfähigkeit der Zuckerrübe für die Biogasproduktion aus ökonomischer und ökologischer Perspektive in Deutschland.
Multifunktionale Agrarlandschaften - Pflanzenbaulicher Anspruch, Biodiversität, Ökosystemdienstleistungen, 58. Jahrestagung der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften e. V., 22.-24. September 2015, Braunschweig, Seiten: 117-118.
- Petig, E., Auburger, S., Angenendt, E. und Bahrs, E. (2015): Analyse des Anbaus und der Nutzung von landwirtschaftlichen Biogassubstraten, Biogas in der Landwirtschaft - Stand und Perspektiven, FNR/KTBL-Kongress, 22. - 23. September 2015, Potsdam, Seiten: 318-319.
- Auburger, S., Jacobs, A. und Bahrs E. (2015): Regional Greenhouse Gas Assessment of Power Production based on biogas in Germany.
Setting the course for a biobased economy, 23rd European Biomass Conference and Exhibition, 01.-04. Juni 2015, Vienna, Seiten: 1528-1532.
- Auburger, S. und Bahrs, E. (2014): Impacts of a flexible biogas production on power production costs and earnings in Germany.
4. Mitteleuropäische Biomassekonferenz, 15.-18. Januar 2014, Graz, Seite 34.
- Wüstholtz, R., Auburger, S. und Bahrs, E. (2014): Exemplarische Auswirkungen durch die Anrechnung von Gärresten pflanzlicher Herkunft auf die N-Ausbringungsobergrenze.
Nährstoffmanagement von Wirtschaftsdüngern – Ökonomie, Ökologie, Technik und Logistik, 03. Juli 2014, Hannover, Seiten: 9-27.
- Jacobs, A., Auburger, S., Bahrs, E., Brauer-Siebrecht, W., Christen, O., Götze, P., Koch, H.-J., Mußhoff, O., Pelka, N., Rücknagel, J., Märländer, B. (2013): Die Zuckerrübe als Energiepflanze in Fruchtfolgen auf hochproduktiven Standorten - eine pflanzenbaulich/ökonomische Systemanalyse.
Nachhaltige Erzeugung von Nachwachsenden Rohstoffen, Tagung der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften e. V. mit der Technischen Universität München, der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft und dem Technologie - und Förderzentrum Straubing, 04.-06. September 2015, Weihenstephan, Seiten: 257-258.
- Auburger, S. und Bahrs, E. (2013): Die Potentiale der Biogasproduktion als Anbieter von Regelenergie.
Grenzen der Qualitätsstrategie im Agrarsektor, 41. Jahrestagung der Schweizer Gesellschaft für Agrarwirtschaft und Agrarsoziologie und 23. Jahrestagung der Österreichischen Gesellschaft für Agrarökonomie, 12.-14. September 2013, Zürich, Seiten: 103-104.

Transferveröffentlichungen

- Wüstholtz, R., Auburger, S. und Bahrs, E. (2014): Zu viel Stickstoff erhöht die Produktionskosten.
BWagrar, 28 / 2014, Seiten: 16-18.
- Wüstholtz, R., Auburger, S. und Bahrs, E. (2014): Weniger Druck auf Flächen möglich.
Land und Forst, 31 / 2014, Seiten: 20-21.
- Wüstholtz, R., Auburger, S. und Bahrs, E. (2014): Nährstoffe im Überfluss.
Agrarmanager, 8 / 2014, Seiten: 90-95.
- Wüstholtz, R., Auburger, S. und Bahrs, E. (2014): Gärreste belasten die Bilanz.
Bayerisches Landwirtschaftliches Wochenblatt, 31 / 2014, Seiten: 33-35.
- Wüstholtz, R., Auburger, S. und Bahrs, E. (2014): Die neue Düngeverordnung – eine Herausforderung?
Bauernblatt Schleswig-Holstein und Hamburg, 28 / 2014, Seiten: 15-17.

Vorträge

- Auburger, S. (2016): GIS basierte Modellierung von Transportdistanzen für Wirtschaftsdünger im Kontext der zu novellierenden Düngeverordnung.
36. Jahrestagung der Gesellschaft für Agrarinformatik e.V., 22. - 23. Februar 2016, Osnabrück.
- Auburger, S. (2015): Regionalisierte Treibhausgasbilanzen der Biogasproduktion in Deutschland auf Basis eines ökonomisch ökologischen Modellansatzes unter besonderer Berücksichtigung der Zuckerrübe als Energiepflanze.
Jahrestagung der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus e.V., 23. - 25. September, Gießen.
- Auburger, S. (2015): Die regionalisierte Konkurrenzfähigkeit der Zuckerrübe für die Biogasproduktion aus ökonomischer und ökologischer Perspektive in Deutschland.
58. Jahrestagung der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften, 22. - 24. September 2015, Braunschweig.
- Auburger, S. (2015): Greenhouse gas assessment of German biogas production in context of regional production circumstances and economically optimized feedstock choice.
27th European Conference on Operational Research, 12. - 15. Juli, Glasgow (Schottland).

- Auburger, S. (2014): Impacts of a flexible biogas production on power production costs and earnings in Germany.
4. Central European Biomass Conference, 15. - 18. Januar 2014, Graz (Österreich).
- Auburger, S. (2013): Die Zuckerrübe als Energiepflanze in Fruchtfolgen auf hoch produktiven Standorten - eine pflanzenbauliche/ökonomische Systemanalyse - Teilprojekt 4: Standortbewertung.
11. Göttinger Zuckerrübentagung, 05. September 2013, Göttingen.
- Auburger, S. (2013): Die Potentiale der Biogasproduktion als Anbieter von Regelenergie.
41. Jahrestagung der Schweizer Gesellschaft für Agrarwirtschaft und Agrarsoziologie und 23. Jahrestagung der Österreichischen Gesellschaft für Agrarökonomie, 12. - 14. September 2013, Zürich (Schweiz).

Posterbeiträge

- Auburger, S. und Bahrs, E. (2015): Regional greenhouse gas assessment of power production based on biogas in Germany.
23rd European Biomass Conference and Exhibition, 01. - 04. Juni 2015, Wien (Österreich).
- Auburger, S. und Bahrs, E. (2014): Potential availability of arable land for additional sugar beet cultivation as a biogas crop in Germany.
74th IIRB Congress, 01. - 03. Juli 2014, Dresden.