AgEcon SEARCH
RESEARCH IN AGRICULTURAL & APPLIED ECONOMICS

The World's Largest Open Access Agricultural & Applied Economics Digital Library

This document is discoverable and free to researchers across the globe due to the work of AgEcon Search.

Help ensure our sustainability.

Give to AgEcon Search

AgEcon Search
http://ageconsearch.umn.edu
aesearch@umn.edu

*Papers downloaded from **AgEcon Search** may be used for non-commercial purposes and personal study only. No other use, including posting to another Internet site, is permitted without permission from the copyright owner (not AgEcon Search), or as allowed under the provisions of Fair Use, U.S. Copyright Act, Title 17 U.S.C.*

SCHRIFTEN DER GESELLSCHAFT FÜR WIRTSCHAFTS- UND SOZIALWISSENSCHAFTEN DES LANDBAUES E.V.

Auburger, S., Bahrs, E.: Regionalisierte Treibhausgasbilanzen der Biogasproduktion in Deutschland auf Basis eines ökonomisch-ökologischen Modellansatzes unter besonderer Berücksichtigung der Zuckerrübe als Energiepflanze. In: Kühl, R., Aurbacher, J., Herrmann, R., Nuppenau, E.-A., Schmitz, M.: Perspektiven für die Agrar- und Ernährungswirtschaft nach der Liberalisierung. Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e.V., Band 51, Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag (2016), S.105-116.

Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e.V., Bd. 51, 2016, S. 105 – 116

REGIONALISIERTE TREIBHAUSGASBILANZEN DER BIOGASPRODUKTION IN DEUTSCHLAND AUF BASIS EINES ÖKONOMISCH-ÖKOLOGISCHEN MODELLANSATZES UNTER BESONDERER BERÜCKSICHTIGUNG DER ZUCKERRÜBE ALS ENERGIEPFLANZE

Sebastian Auburger[1] und Enno Bahrs

Zusammenfassung

Anhand einer Modellanalyse zur Standortbewertung der Biogasproduktion wird die ökonomisch-ökologische Vorzüglichkeit der Energiepflanzen Silomais, Zuckerrüben, Getreideganzpflanzensilage und Winterweizenkorn ermittelt. Ein besonderer Fokus liegt dabei auf der Zuckerrübe als Substitut zu Silomais, dessen Anbau sich zunehmender ökologischer und gesellschaftlicher Kritik ausgesetzt sieht. Im Modell werden rund 8.000 georeferenzierte Biogasanlagen betrachtet. Die Substratbereitstellungskosten werden anlagenspezifisch unter regionalen Produktionsbedingungen für die genannten Kulturen berechnet. Darauf aufbauend wird der Substratmix in einem linearen Kosten-Minimierungsansatz für jede Anlage berechnet. Abschließend werden auf dem Modellergebnis aufbauend, anlagenspezifische Treibhausgasbilanzen berechnet und auf räumlicher Ebene (Landkreise) aggregiert. Die Ergebnisse zeigen, dass Silomais mit rund 46 Millionen Tonnen Einsatzmenge mit Abstand das vorzüglichste Substrat darstellt. Zuckerrüben werden mit rund 1,6 Millionen Tonnen eingesetzt. Die Berechnung der Treibhausgasbilanzen ergibt im Durchschnitt der betrachteten Anlagen 0,159 kgCO2eq pro produzierter kWh Strom mit Variationen in Abhängigkeit des Standorts.

Keywords

Lineares Optimierungsmodell, Substratbereitstellungskosten, Zuckerrübe, Biogasproduktion, Treibhausgasbilanzierung

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 (FACHVERBAND BIOGAS E.V., 2014). Masse- und auch energiebezogen werden insbesondere bei landwirtschaftlichen Biogasanlagen hauptsächlich Energiepflanzen und Exkremente aus der Tierproduktion eingesetzt, wobei Silomais als Energiepflanze stark dominiert (SCHEFTELOWITZ et al., 2014: 44). Auch aufgrund der Fokussierung auf Silomais ist die Biogasproduktion mit Diskussionen über ihre ökologische Nachhaltigkeit konfrontiert (HERRMANN, 2013: 373). In Gebieten mit einer hohen Anbaukonzentration von Silomais ist zunehmend mit gesellschaftlicher Kritik, aufgrund mangelnder Akzeptanz des Energiepflanzenanbaus, zu rechnen (BOSCH und PEYKE, 2011: 115). Als Alternative zu Silomais wird derzeit auch die Zuckerrübe verstärkt untersucht, die durch hohe Methanerträge pro Hektar gekennzeichnet ist (GISSÉN et al., 2014: 205f.). Weiterhin ist der Anbau von Zuckerrüben durch einen niedrigen Düngereinsatz (MÄRLÄNDER et al., 2003: 213) im Speziellen und geringere ökologische Nachteile im Allgemeinen (TZILIVAKIS et al., 2005: 356) gekennzeichnet. Als Hauptgrund für die Förderung erneuerbarer Energien wurde und wird die Verringerung der Erderwärmung bei gleichzeitig vertretbaren volkswirtschaftlichen Kosten angeführt (EEG 2014, § 1). Im Rahmen des Ver-

[1] Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre (410b), Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart
Kontakt: sebastian.auburger@uni-hohenheim.de

bundprojekts „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 Vorzüglichkeiten 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 Rahmenbedingungen in Deutschland aufzuzeigen (THIERING und BAHRS, 2011: 273ff.). 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.

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.

2.1 Regionalisierte Substratbereitstellungskosten von Energiepflanzen

Für das marktfähige Substrat WW wird ein Zukaufspreis von 15 Euro/dt[2] 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 (SCHEFTELOWITZ et al., 2014: 45) 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 Euro pro 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:

$$vK_{i,j,k,l} = \frac{(s_j + p_j + d_{j,l} + m_{i,j,k,l,})}{y_{j,l}} \tag{1}$$

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 (STATISTISCHES BUNDESAMT, 2014b). Saatgut- und Pflanzenschutzkosten werden pauschal unterstellt (**Tabelle 5**). Die Kosten der Düngung folgen einem Ansatz geschlossener Nährstoffkreisläufe in der Biogasproduktion (UUSITALO et al., 2014: 92). Im Rahmen der Er-

[2] Alle Berechnungen werden auf Basis von Netto-Werten durchgeführt

mittlung der Nährstoffbedarfe wird zwischen der Stickstoff-, Phosphor- und Kalidüngung unterschieden. Phosphor und Kali werden auf Entzug gedüngt (**Tabelle 5**), Stickstoff hingegen auf Basis ertragsabhängiger Sollwerte (WENDLAND, 2014: 34) abzüglich eines pauschalen mineralischen Stickstoffgehalts im Boden in Höhe von 40 kg/ha. 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 5**), 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 Stickstoff[3] auf 170 kg/ha und Jahr festgelegt (WÜSTHOLZ et al., 2014, 5ff.). Wird dieser Grenzwert überschritten, wird die Kultur mit einem Kostenzuschlag für die Verbringung der überschüssigen Stickstoffmengen in Höhe von 5 Euro/m^3 Gärrest belegt.[4] Ist dieser N-Input nicht ausreichend werden bis zum errechneten Nährstoffbedarf mineralische Düngemittel kalkuliert. Die Reinnährstoffpreise werden mit jeweils 1 Euro/kg für Stickstoff und Phosphor sowie 0,7 Euro/kg für Kali angenommen, was den Mittelwerten der Wirtschaftsjahre 2010/11 bis 2013/14 entspricht (STATISTISCHES BUNDESAMT, 2014a).

Tabelle 5: Rahmendaten Energiepflanzenproduktion

Parameter	Einheit/ Anmerkung	Silomais	Zuckerrüben	GPS	Winterweizen	Quelle
Saatgut	Euro/ha	213	174	112	112	(KTBL, 2014)
Pflanzenschutz	Euro/ha	69	221	90	98	VD[5]
Lineare Interpolation Stickstoff Sollwert	kg/ha	159+0,076x	131+0,062x	210+0x	105+1,7x	(WENDLAND, 2014: 4)
Phosphorentzüge	kg/dt	0,16	0,1	0,23	0,8	(WENDLAND et al., 2012)
Kalientzüge	kg/dt	0,45	0,25	0,47	0,6	(WENDLAND et al., 2012)
Stickstoff-Verfügbarkeit Gärrreste	%	70	70	75	75	(WENDLAND et al., 2012)
Variable Maschinenkosten bis vor die Ernte	Euro/ha (2/5/20ha)	105/91/85	107/84/79	87/80/75	112/103/97	(KTBL, 2014)

Die variablen Netto-Maschinenkosten vor der Ernte werden in Abhängigkeit der Schlaggröße pauschal kalkuliert und basieren auf KTBL (2014). Ernte, Transport und ggf. Einlagerungsvorgänge werden zusätzlich unter Berücksichtigung des standortspezifischen Ertrags berechnet und von Lohnunternehmen durchgeführt. Hierzu werden Zeitbedarfe in Abhängigkeit der

[3] Insbesondere in Veredelungsbetrieben kann Phosphor vor Stickstoff die Ausbringung von Gärresten limitieren (THÜNEN-INSTITUT, 2012: 151)

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

[5] VD: Eigene Versuchsdaten des Verbundprojekts

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.

2.2 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:

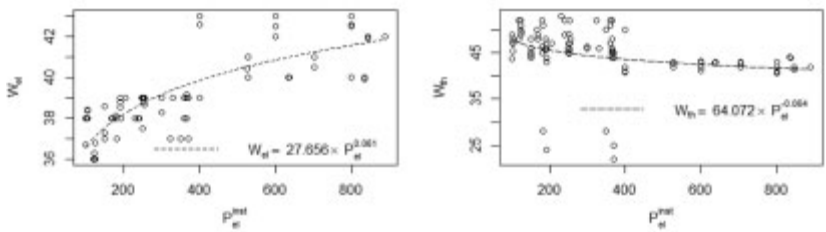
$$\min\{a^T x | Ax \leq b, x \geq 0\}$$

$$a = \begin{bmatrix} FA \\ vK_{Silomais} \\ vK_{GPS} \\ vK_{WW} \\ vK_{Zuckerrüben} \\ vK_{Wirtschaftsdünger} \end{bmatrix}, A = \begin{bmatrix} -1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ 0{,}3 & & & & & -1 \\ -0{,}35^a & & & & & 1^a \\ -0{,}6 & 1 & & 1 & & \\ 0 & & & & 0 & \\ -0{,}4 & & & & 1 & \\ -0{,}3 & & 1 & & & \\ -0{,}1 & & & 1 & & \\ & -1062 & -1008 & -2547 & -706 & -143^a \end{bmatrix}, b = \begin{bmatrix} 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ -8.420.198^a \end{bmatrix}$$

[a]: Beispielwerte, die in Abhängigkeit der Biogasanlage variieren;

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 (HÖLKER, 2014). In Abhängigkeit der installierten Leistung (P^{inst}_{el}) wird ein elektrischer (W_{el}) und thermischer Wirkungsgrad (W_{th}) des BHKWs anhand der angegebenen Ausgleichsfunktion geschätzt (**Abbildung 1**).

Abbildung 1: Schätzfunktionen für Wirkungsgrade in Abhängigkeit der BHKW Größe[6]



Quelle: Eigene Berechnung nach (ASUE, 2014)

Es wird ein Restgaspotenzial des Gärrestes in Höhe von 4,6% (HAENEL et al., 2014: 73) 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 (DRESSLER et al., 2012: 1107). Höhere Schätzungen belaufen sich auf bis zu 6% (MURPHY und POWER, 2009: 27). BACENETTI et al. (2013: 544) 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% (ASCHMANN et al., 2009: 196). 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 dif-

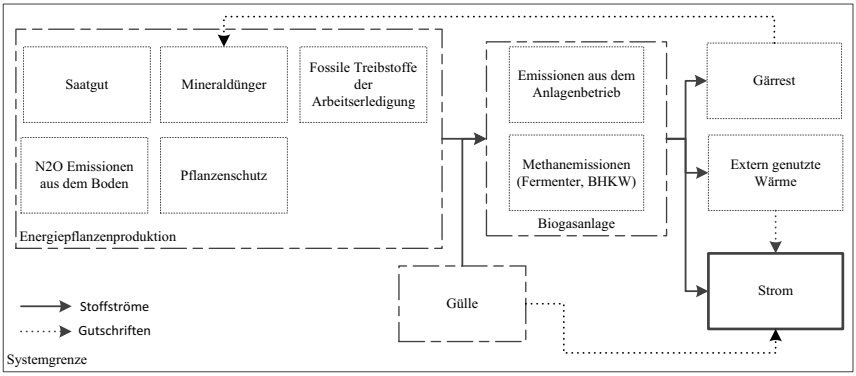
[6] Berücksichtigt wurden nur Aggregate >=100 kW_{el} und < 1000 kW_{el}

fusen Methanverlusten. Zur Deckung des Energiebedarfs stehen Silomais, Zuckerrüben, GPS und WW, sowie Wirtschaftsdünger zur Verfügung. Für Silomais (118 Nm^3/tFM) und Zuckerrüben (88 Nm^3/tFM) liegen Methanerträge aus Feldversuchen des Verbundprojekts vor. Für GPS werden Methanerträge zwischen 320 bis 325 Nm^3/tDM berechnet (RINCÓN et al., 2012: 2363). Unter der Annahme eines Trockenmassegehalts von 35% und unter Verwendung des unteren vorsichtigeren Wertes, ergeben sich daraus 112 Nm^3/tFM. Für WW werden Methanerträge von 310 Nm^3/tTM (RINCÓN et al., 2010: 8181) genannt. Dies entspricht bei einem Trockenmassegehalt in Höhe von 86% 267 Nm^3/tFM. Lagerverluste des Substrats werden als Abschlag vom Methanertrag bei Silomais und GPS mit 10% (MEYER-AURICH et al., 2012: 279) und von Zuckerrüben mit 15%[7] (RHEINISCHER RÜBENANBAUER-VERBAND E.V. (RRV), 2014: 27) berücksichtigt. Der Methangehalt von Wirtschaftsdünger wird regionsspezifisch anhand des Anteils von Milchkühen und Mastschweinen berechnet (HAENEL et al., 2014: 71). Als Methangehalte werden für Rindergülle 14 Nm^3/tFM und für Schweinegülle 17 Nm^3/tFM angenommen.

2.3 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 (CO2), Methan (CH4) und Lachgas (N2O) 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 kg CO2eq und für Lachgas 298 kg CO2eq angesetzt (SOLOMON, 2007: 212). 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 2**).

Abbildung 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 biograce Projekts für Biotreibstoffe entwickelt wurde (KÖPPEN et al., 2014). 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,

[7] Zur ganzjährigen Versorgung wird eine Lagerung der Zuckerrüben als Brei in einer Lagune unterstellt.

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 (DE KLEIN et al., 2006: 11.7ff.). 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 (DRESSLER et al., 2012: 1106). 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 (SCHEFTELOWITZ et al., 2014: 19) 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 g CO2eq/kWh bewertet (ICHA, 2014: 2). 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 (LIEBETRAU et al., 2010: 598). Im Fall abgedeckter Gärrestentlager wird von keinen Methanemissionen ausgegangen (HONGMIN et al., 2006: 10.47 Fußnote), wohingegen bei nicht abgedeckten Gärrestentlagern von einem Methanumwandlungsfaktor in Höhe von 10% ausgegangen wird (HONGMIN et al., 2006: 10.44). 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 (EEG 2009, Anlage 2 Nr. I.4). 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 (STYLES et al., 2014: 1). Vermiedene Emissionen werden der Anlage daher angerechnet. Im Gegensatz zur Anrechnung eines festen Wertes (MEYER-AURICH et al., 2012: 278), wird hierzu, in Analogie zu den Berechnungen des deutschen Treibhausgasinventar (HAENEL et al., 2014: 53), ein anlagenspezifischer effektiver Methanumwandlungsfaktor berechnet. Hierzu wird anhand der landkreisspezifischen Verteilung von Mastschweinen und Milchkühen das Methanpotential einer standortspezifischen Tonne Wirtschaftsdünger ($CH4^{Gülle}_{i,l}$) geschätzt. In einem zweiten Schritt werden die Methanumwandlungsfaktoren der Güllelagerung ($MCF^{Gülle}_{i,l}$) bestimmt (DÄMMGEN et al., 2012: 14ff.). Davon wird das Produkt aus Methanumwandlungsfaktor des Gärrestes ($MCF^{Gärrest}_{i,l}$) und dem Restgaspotential (μ_{offgas}) abgezogen. Mithilfe der Dichte (0,67 kgCH4/m^3CH4) und dem Methan GWP wird die Gutschrift in kgCO2eq je Tonne Wirtschaftsdünger umgerechnet:

$$G^{\text{Gülle}}_{i,l} = \text{CH4}^{\text{pot}}_{\text{i,l}}\left(MCF^{Gülle}_{i,l} - MCF^{Gärrest}_{i,l} * \mu_{offgas}\right) * 0{,}67\frac{kgCH4}{m^3CH4} * 23\frac{kgCO2_{eq}}{kgCH4} \quad (2)$$

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 (SCHEFTELOWITZ et al., 2014: 22) und je gelieferter kWh_{th} 0,295 $kgCO2eq/kWh_{th}$ der Anlage gutgeschrieben (UMWELTBUNDESAMT, 2014: 12ff.).

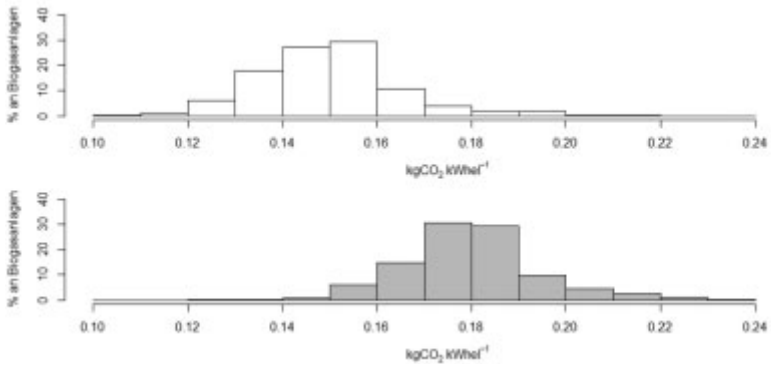
3 Ergebnisse

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 kgCO2eq/kWh_{el}) und Wirtschaftsdüngervergärung (-0,027 kgCO2eq/kWh_{el}) sowie Emissionen aus der Substratbereitstellung (0,111 kgCO2eq/kWh_{el}), Methanschlupf (0,124 kgCO2eq/kWh_{el}), dem Eigenstrombedarf (0,048 kgCO2eq/kWh_{el}) und den klimawirksamen Emissionen aus der Gärrestentlagerung (0,013 kgCO2eq/kWh_{el}). Der positive Einfluss der Güllevergärung, gekennzeichnet durch die Angabe ob eine Biogasanlage den Güllebonus erhält[8], wird im Modell abgebildet (**Abbildung 3**).

Abbildung 3: Verteilung der Treibhausgasemissionen der Biogasproduktion in Deutschland nach Biogasanlagen mit Güllebonus (oben) und ohne Güllebonus (unten)

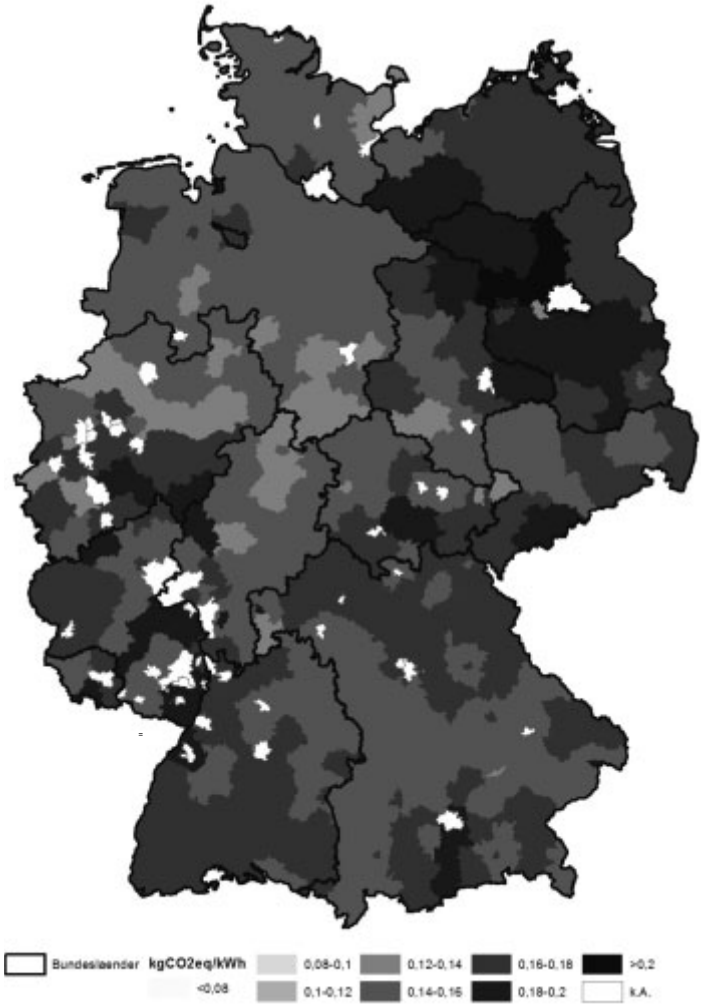


Quelle: Eigene Berechnungen

Werden die Treibhausgasemissionen auf Ebene der Landkreise aggregiert, ergeben sich regionale Unterschiede (**Abbildung 4**). 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.

[8] Der Güllebonus wird gemäß EEG nur gewährt wenn mindestens 30 Masseprozent Wirtschaftsdünger in der Biogasanlage vergärt werden.

Abbildung 4: Treibhausgasemissionen der Stromproduktion aus Biogas in kgCO2eq/kWh$_{el}$ auf Ebene der Landkreise



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

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 (FACHAGENTUR NACH-

WACHSENDE ROHSTOFFE E.V. (FNR), 2014: 37). Vorhandene Erfahrungswerte im Anbau, vergleichsweise einfache Erntelogistik, hohe Methanhektarerträge und die ökonomische Vorzüglichkeit führen zu einer weit verbreiteten Nutzung des Silomais (SCHULZE STEINMANN und HOLM-MÜLLER, 2010: 8).

Der Einsatz der Zuckerrübe spielt im Durchschnitt aller landwirtschaftlichen Biogasanlagen auch in der Praxis derzeit noch eine untergeordnete, aber zunehmende Rolle (SCHEFTELOWITZ et al., 2014: 45). 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 Euro/t 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 (BACENETTI et al., 2013: 550). 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 kgCO2eq/kWh_{el} (DRESSLER et al., 2012: 1111). ROTH et al. (2011: 205) berechnen auf Basis von Modellanlagen Emissionen zwischen -0,04 und 0,36 kgCO2eq pro kWh Strom. In Bezug auf die verwendete Methodik der Treibhausgasbilanzierung lassen sich Unterschiede zu anderen Studien, insbesondere im Bereich der mineralischen Düngung für den Energiepflanzenanbau feststellen. Im Gegensatz zum hier vorgestellten Modell wird Mineraldünger nicht als Residualgröße zwischen Sollwert/Bedarf und Rücklieferung über Gärreste betrachtet, sondern eine feste Menge Mineraldünger berechnet und Nährstoffe in Form von Gärresten der Kultur gut geschrieben. 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 standardmäßig, im Gegensatz zur vorliegenden Studie, zwischen 1-1,5% 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 (ROTH et al., 2011: 200). 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 (SCHEFTELOWITZ et al., 2014: 25) 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 Vorzüglichkeiten 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 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 (TZILIVAKIS et al., 2005: 356), deren ökonomische Auswirkungen hier noch unzureichend abgebildet wurden. Eine feste und regional unabhängige Etablierung 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.

Literatur

ASCHMANN, V., W. JIN, M. EFFENBERGER und A. GRONAUER (2009): Emissionsproblematik und Energieeffizienz biogasbetriebener Blockheizkraftwerke (BHKW) im Verlauf der Standzeit. In: Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (Hrsg.): Internationale Wissenschaftstagung Biogas Science 2009. Band 1 - Vorträge (1), S. 193–200.

ASUE (2014): BHKW Kenndaten 2011. Hg. v. ASUE Arbeitsgemeinschaft für sparsamen und umweltfreundlichen Energieverbrauch e.V. Online verfügbar unter http://asue.de/themen/ blockheizkraftwerke/bhkw-tools/, (letzter Zugriff am 18.02.2015).

BACENETTI, J., M. NEGRI, M. FIALA und S. GONZÁLEZ-GARCÍA (2013): Anaerobic digestion of different feedstocks: Impact on energetic and environmental balances of biogas process. In: Science of The Total Environment 463-464, S. 541–551.

BOSCH, S. und G. PEYKE (2011): Gegenwind für die Erneuerbaren – Räumliche Neuorientierung der Wind-, Solar- und Bioenergie vor dem Hintergrund einer verringerten Akzeptanz sowie zunehmender Flächennutzungskonflikte im ländlichen Raum. In: Raumforschung und Raumordnung 69 (2), S. 105–118.

DÄMMGEN, U., B. AMON, H.-D. HAENEL, C. RÖSEMANN und N. HUTCHINGS (2012): 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), S. 1–20.

DE KLEIN, C., R. NOVOA, S. OGLE, K. SMITH, P. RECHETTE und T. WIRTH (2006): N20 Emissions from managed soils and CO2 Emissions from lime and urea application. Chapter 11. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Hg. v. IPCC.

DRESSLER, D., A. LOEWEN und M. NELLES (2012): Life cycle assessment of the supply and use of bioenergy: impact of regional factors on biogas production. In: Int J Life Cycle Assess 17 (9), S. 1104–1115.

EEG (2009): Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien.

EEG (2014): Gesetz für den Ausbau erneuerbarer Energien.

FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E.V. (FNR) (Hrsg.) (2014): Basisdaten Bioenergie Deutschland 2014. Gülzow-Prüzen.

FACHVERBAND BIOGAS E.V. (Hrsg.) (2014): Branchenzahlenprognose für die Jahre 2014 und 2015. Freising. Online verfügbar unter http://www.biogas.org/edcom/webfvb.nsf/id/-DE_Branchenzahlen/$file/14-11-25_Biogas%20Branchenzahlen_Prognose_2014-2015.pdf, (letzter Zugriff am: 19.02.2015).

GISSÉN, C., T. PRADE, E. KREUGER, I. A. NGES, H. ROSENQVIST, S.-E. SVENSSON ET AL. (2014): Comparing energy crops for biogas production – Yields, energy input and costs in cultivation using digestate and mineral fertilisation. In: Biomass and Bioenergy 64, S. 199–210.

HAENEL, H.-D., C. RÖSEMANN, U. DÄMMGEN, E. PODDEY, A. FREIBAUER, S. WULF ET AL. (2014): 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. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut (Thünen Report, 17).

HERRMANN, A. (2013): Biogas Production from Maize: Current State, Challenges and Prospects. 2. Agronomic and Environmental Aspects. In: Bioenerg. Res. 6 (1), S. 372–387.

HÖLKER, U. (2014): Anlagendaten. Online verfügbar unter http://www.biogaswissen.de/index.php/anlagendaten?showall=1&limitstart=, (letzter Zugriff am 02.02.2015).

HONGMIN, D., J. MANGINO, T. A. MCALLISTER, J. L. HATFIELD, D. E. JOHNSON, K. R. LASSEY ET AL. (2006): Emissions from Livestock and Manure Management. Volume 4 Agriculture, Forestry and Other Land Use. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.

ICHA, P. (2014): Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid-Emissionen des deutschen Strommix in den Jahren 1990 bis 2013. Umweltbundesamt (Climate change 2001, 23).

KÖPPEN, S., A. HENNECKE und H. FEHRENBACH (2014): ENZO2 Treibhausgasrechner. für Biokraftstoffe und flüssige Bioenergieträger. Hg. v. ifeu - Institut für Energie und Umweltforschung Heidelberg GmbH. Online verfügbar unter https://www.ifeu.de/index.php?bereich=nac&seite=ENZO2, (letzter Zugriff am 15.01.2015).

KTBL (2014): Leistungs- Kostenrechner Pflanzenbau. Darmstadt. Online verfügbar unter https://www.ktbl.de, (letzter Zugriff am 20.01.2015).

LIEBETRAU, J., J. CLEMENS, C. CUHLS, C. HAFERMANN, J. FRIEHE, P. WEILAND und J. DANIEL-GROMKE (2010): Methane emissions from biogas-producing facilities within the agricultural sector. In: Eng. Life Sci. 10 (6), S. 595–599.

MÄRLÄNDER, B., C. HOFFMANN, H.-J. KOCH, E. LADEWIG, R. MERKES, J. PETERSEN und N. STOCKFISCH (2003): Environmental Situation and Yield Performance of the Sugar Beet Crop in Germany: Heading for Sustainable Development. In: J Agron Crop Sci 189 (4), S. 201–226.

MEYER-AURICH, A., A. SCHATTAUER, H.-J. HELLEBRAND, H. KLAUSS, M. PLÖCHL und W. BERG (2012): Impact of uncertainties on greenhouse gas mitigation potential of biogas production from agricultural resources. In: Renewable Energy 37 (1), S. 277–284.

MURPHY, J.D. und N. POWER (2009): Technical and economic analysis of biogas production in Ireland utilising three different crop rotations. In: Applied Energy 86 (1), S. 25–36.

RHEINISCHER RÜBENANBAUER-VERBAND E.V. (RRV) (Hrsg.) (2014): Einsatz von Rüben in Biogasanlagen. Schlussbericht. Unter Mitarbeit von Hans-Theo Beeck, Peter Kasten, Waldemar Gruber und Arne Dahlhoff. Bonn.

RINCÓN, B., C. J. BANKS und S. HEAVEN (2010): Biochemical methane potential of winter wheat (Triticum aestivum L.): Influence of growth stage and storage practice. In: Bioresource Technology 101 (21), S. 8179–8184.

RINCÓN, B., S. HEAVEN, C. J. BANKS und Y. ZHANG (2012): Anaerobic Digestion of Whole-Crop Winter Wheat Silage for Renewable Energy Production. In: Energy Fuels 26 (4), S. 2357–2364.

ROTH, U., H. DÖHLER, S. HARTMANN und S. WULF (2011): Treibhausgasbilanzen und CO2eq-Vermeidungskosten landwirtschaftlicher Biogasanlagen. In: KTBL (Hrsg.): Biogas in der Landwirtschaft - Stand und Perspektiven. Göttingen. Darmstadt: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL-Schrift, 488), S. 196–208.

SCHEFTELOWITZ, M., J. DANIEL-GROMKE, N. RENSBERG, V. DENYSENKO, K. HILLEBRAND, K. NAUMANN ET AL. (2014): Stromerzeugung aus Biomasse. (Vorhaben IIa Biomasse). Zwischenbericht Juni 2014. Deutsches Biomasseforschungszentrum (DBFZ).

SCHULZE STEINMANN, M. und K. HOLM-MÜLLER (2010): Thünensche Ringe der Biogaserzeugung - der Einfluss der Transportwürdigkeit nachwachsender Rohstoffe auf die Rohstoffwahl von Biogasanlagen. In: German Journal of Agricultural Economics 59 (1), S. 1–12.

SOLOMON, S. (2007): The physical science basis. Contribution of Working Group I. Cambridge [u.a.]: Cambridge Univ. Press (Climate change 2007 : contribution of … to the Fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 1).

STATISTISCHES BUNDESAMT (Hrsg.) (2014a): Produzierendes Gewerbe. Düngemittelversorgung. Fachserie 4 Reihe 8.2. Online verfügbar unter: www.destatis.de, (letzter Zugriff am: 25.02.2015).

STATISTISCHES BUNDESAMT (2014b): Regionaldatenbank. Ernte- und Betriebsberichterstattung. Flensburg. Online verfügbar unter: www.destatis.de, (letzter Zugriff am: 20.02.2015).

STYLES, D., J. GIBBONS, A. P. WILLIAMS, H. STICHNOTHE, D. R. CHADWICK und J. R. HEALEY (2014): Cattle feed or bioenergy? Consequential life cycle assessment of biogas feedstock options on dairy farms. In: GCB Bioenergy, S. 1–16.

THIERING, J. und E. BAHRS (2011): Biogasproduktion in Deutschland – Sollte die energetische Nutzung von Wirtschaftsdünger explizit gefördert werden? In GJAE, 60 (4), S. 259-275.

THÜNEN-INSTITUT (Hrsg.) (2012): Evaluierung der Düngeverordnung - Ergebnisse und Optionen zur Weiterentwicklung. Abschlussbericht. Institut für Ländliche Räume. Braunschweig.

TZILIVAKIS, J., K. JAGGARD, K. A. LEWIS, M. MAY und D.J. WARNER (2005): Environmental impact and economic assessment for UK sugar beet production systems. In: Agriculture, Ecosystems & Environment 107 (4), S. 341–358.

UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (2014): Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger. Bestimmung der vermiedenen Emissionen im Jahr 2012. Aktualisierte Anhänge 1,2 und 3. Unter Mitarbeit von Michael Memmler und Marion Dreher.

UUSITALO, V., J. HAVUKAINEN, K. MANNINEN, J. HÖHN, E. LEHTONEN, S. RASI ET AL. (2014): Carbon footprint of selected biomass to biogas production chains and GHG reduction potential in transportation use. In: Renewable Energy 66, S. 90–98.

WENDLAND, M., M. DIEPOLDER und P. CAPRIEL (2012): Leitfaden für die Düngung von Acker- und Grünland. Gelbes Heft. 10. Aufl. Hg. v. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL).

WENDLAND, M., K. OFFENBERGER und A. KAVKA (2014): Düngebedarfsermittlung für Schlaege ohne eigener Nmin-Unteruschung. Hg. v. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL). Institut für Agrarökologie.

WÜSTHOLZ, R., S. AUBURGER und E. BAHRS (2014): 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 (2014), S. 1-23