

Elisa Dunkelberg, Astrid Aretz

Ökobilanzen technischer Optionen zur Bioenergie- bereitstellung und -nutzung

Schriftenreihe des IÖW 203/13



i | ö | w

INSTITUT FÜR
ÖKOLOGISCHE WIRTSCHAFTSFORSCHUNG

Elisa Dunkelberg, Astrid Aretz

Ökobilanzen technischer Optionen zur Bioenergiebereitstellung und -nutzung

gefördert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung im Rahmen der Nachwuchsgruppe „EE-Regionen: Sozialökologie der Selbstversorgung“

Schriftenreihe des IÖW 203/13
Berlin, April 2014 (aktualisierte Fassung)

ISBN 978-3-940920-06-5

Impressum

Herausgeber:
Institut für ökologische
Wirtschaftsforschung (IÖW)
Potsdamer Straße 105
D-10785 Berlin
Tel. +49 – 30 – 884 594-0
Fax +49 – 30 – 882 54 39
E-mail: mailbox@ioew.de
www.ioew.de

Die Schriftenreihe entstand im Rahmen des Forschungsprojektes „EE-REGIONEN: SOZIALÖKOLOGIE DER SELBSTVERSORGUNG“, das vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) gefördert wurde.

In Kooperation mit:



ALBERT-LUDWIGS-
UNIVERSITÄT FREIBURG

ZEE Zentrum für
Erneuerbare Energien

Zentrum für Erneuerbare Energien
(ZEE) der Universität Freiburg
Tennenbacher Straße 4
D-79106 Freiburg
Tel. +49 – 761 – 203 3689
Fax +49 – 761 – 203 3690
www.zee-uni-freiburg.de

Zusammenfassung

Die Bereitstellung und Nutzung von Bioenergie wird in Deutschland unter anderem durch das Erneuerbare Energien Gesetz vorangetrieben. Gründe für die Förderung sind die Energiewende und der Klimaschutz – zu beiden soll die Bioenergie einen substanziellen Beitrag leisten. In den vergangenen Jahren sind verschiedene Bioenergieformen stark in die Kritik geraten, da ihre Nutzung ökologische und sozioökonomische Risiken birgt. Die vorliegende Studie stellt die Ergebnisse von Ökobilanzen für verschiedene Bioenergieerzeugungs- und -nutzungsoptionen vor, die im Rahmen des Projekts „EE-Regionen: Sozialökologie der Selbstversorgung“ erstellt wurden. Ziel war es die Umweltwirkungen, die mit bestehenden Anlagen einhergehen, zu quantifizieren. Die Ergebnisse zeigen, dass die Produktion von Anbaubiomasse wie Mais und Getreide in Biogasanlagen zu ökologischen Nachteilen wie Versauerung und Eutrophierung führt. Der Beitrag zum Klimaschutz ist ebenfalls gering und kann negativ ausfallen, wenn Landnutzungsänderungen berücksichtigt werden. Hingegen ist der Einsatz von Reststoffen wie Gülle und Landschaftspflegematerial ökologisch empfehlenswert. Das größte Treibhausgasreduktionspotenzial innerhalb der untersuchten Verfahren weist die Nutzung von Waldrestholz oder Holz von Kurzumtriebsplantagen (KUP) in Kraft-Wärme-Kopplungsanlagen auf. Allerdings ist davon auszugehen, dass Waldrestholzpotenziale in Deutschland weitestgehend ausgeschöpft sind. Für Regionen, die der Bioenergie eine entscheidende Rolle eingeräumt haben, bedeutet dies, dass die energetische Verwendung von Anbaubiomasse möglichst gering ausfallen und der Anbau von Biomassen mit ökologischen Vorteilen wie zum Beispiel Blumen- und Staudenmischungen oder Holz von KUP gefördert werden sollte. Zusätzlich sind Strategien zur Verbesserung der Reststoffgewinnung und -nutzung erforderlich.

Abstract

In Germany bioenergy production and consumption are promoted and encouraged by means of the Renewable Energy Law, which has as its objectives transforming the energy system and preventing climate change. In recent years several forms of bioenergy have been criticized as leading to ecological and socioeconomic risks. This study presents life cycle assessments (LCA) for existing bioenergy processes. The LCAs were conducted as a part of the Project “Renewable Energy Regions: Socio-Ecology of Self-Sufficiency”; the objective was to assess the ecological impact of the selected bioenergy processes in order to calculate the overall ecological impact of existing bioenergy plants. The results prove that the usage of agricultural biomass such as corn and wheat for biogas production leads to negative ecological impacts such as eutrophication and acidification. If greenhouse gas emissions from land-use change are included, the net effect in comparison to the usage of fossil energies will only be small or even negative; however, when residues such as manure or materials from landscape management are used as substrates for biogas production they lead to several positive ecological impacts. Residual forest wood or wood from short-rotation coppices used in co-generation show the highest greenhouse gas reduction potential among the investigated processes. It must, however, be assumed that the potential of residual forest wood in Germany is already largely being tapped. Regions that have made bioenergy a priority thus should limit the usage of agricultural biomass for energy production to specific crops such as short-rotation coppices and floral and herbaceous perennials. Additionally, future challenges will require strategies to improve cascade utilization and gathering and efficient usage of residues.

Die Autorinnen

Elisa Dunkelberg ist wissenschaftliche Mitarbeiterin im Forschungsfeld Nachhaltige Energiewirtschaft und Klimaschutz des IÖW. Sie ist Diplom-Ingenieurin für Technischen Umweltschutz und beschäftigt sich mit den Themenschwerpunkten ökologische Bewertung, Bioenergie und energetische Gebäudesanierung.

Kontakt: elisa.dunkelberg@ioew.de

Tel. +49 – 30 – 884 594-36

Dr. Astrid Aretz ist wissenschaftliche Mitarbeiterin im Forschungsfeld Nachhaltige Energiewirtschaft und Klimaschutz des IÖW. Ihre Arbeitsschwerpunkte sind die Bewertung erneuerbarer Energien und insbesondere der Biomassenutzung, nachhaltige Energiewirtschaft und Klimaschutz.

Kontakt: astrid.aretz@ioew.de

Tel. +49 – 30 – 884 594-17

Inhaltsverzeichnis

1	Einführung und Zielstellung	13
2	Vorgehensweise.....	15
2.1	Allgemeine Vorgehensweise.....	15
2.2	Betrachtete Umweltwirkungen	16
2.3	Umgang mit Multioutput-Prozessen.....	17
2.4	Wahl der Referenzsysteme.....	18
2.4.1	Referenzsystem Strom	18
2.4.2	Referenzsystem Wärme	20
3	Ökologischer Vergleich Kleinf Feuerungsanlagen und Heizwerke	21
3.1	Bereitstellung der Substrate.....	21
3.1.1	Scheitholz – Waldrestholz	21
3.1.2	Hackschnitzel – Waldrestholz.....	22
3.1.3	Holzpellets – Restholz	23
3.1.4	Hackschnitzel – Kurzumtriebsplantagen	24
3.2	Scheitholz-Zentralheizungen	26
3.3	Hackschnitzel-Zentralheizung	26
3.4	Holzpellets-Zentralheizung	27
3.5	Hackschnitzelheizwerk.....	27
3.6	Vergleich der Kleinf Feuerungsanlagen und Heizwerke	27
4	Ökologischer Vergleich Großfeuerungsanlagen.....	33
4.1	Hackschnitzel HKW (Dampfturbine und ORC)	33
4.2	Vergleich der Großfeuerungsanlagen.....	34
5	Ökologischer Vergleich Biogasanlagen	39
5.1	Bereitstellung der NawaRo	40
5.1.1	Maschineneinsatz und Dieserverbrauch.....	41
5.1.2	Erträge, Düngemittel- und Pflanzenschutzmitteleinsatz.....	42
5.1.3	Transport und Silierung	44
5.2	Bereitstellung von kommunalem Grünschnitt	46
5.3	Bereitstellung der Gülle.....	46
5.3.1	Logistik Gülle	46
5.3.2	Güllelagerung in der Biogasanlage	47
5.4	Fermentation	47
5.4.1	Biogaserzeugung und -erträge	47
5.4.2	Bau und Betrieb des Fermenters.....	48
5.4.3	Eigenenergiebedarf	48
5.5	Gärrestbehandlung	49
5.5.1	Gärrestlagerung.....	49

5.5.2	Gärrestausbringung	51
5.6	Strom- und Wärmeerzeugung aus Biogas	53
5.6.1	BHKW	53
5.7	Referenzsysteme	54
5.7.1	Düngemittelgutschrift Gärrest	54
5.7.2	Referenzsystem Gülle in der Tierhaltung	55
5.8	Vergleich verschiedener Biogasanlagen	57
5.9	Sensitivitätsanalyse	61
5.9.1	Parametervariation	61
5.9.2	Einfluss direkter Landnutzungsänderungen auf die THG-Bilanz	62
5.10	Biogasaufbereitung und -einspeisung	64
6	Zusammenfassung und Diskussion	68
7	Literaturverzeichnis	75
8	Anhang	81
8.1	Daten Holzbereitstellung	81
8.2	Daten KUP-Anbau	81
8.3	Daten Großfeuerungsanlagen	82
8.4	Vergleich Kleinf Feuerungsanlagen	84
8.5	Vergleich Großfeuerungsanlagen	85
8.6	Vergleich Biogasanlagen	87

Abbildungsverzeichnis

Abb. 3.1:	THG-Reduktionspotenzial von holzbetriebenen Kleinf Feuerungsanlagen.....	29
Abb. 3.2:	Versauerungs-Reduktionspotenzial von holzbetriebenen Kleinf Feuerungsanlagen.....	31
Abb. 3.3:	Eutrophierungs-Reduktionspotenzial von holzbetriebenen Kleinf Feuerungsanlagen....	32
Abb. 4.1:	THG-Einsparung im Vergleich zu den Referenzsystemen Wärme und Strom	36
Abb. 5.1:	THG-Reduktionspotenzial pro kWh _{el} von Biogasanlagen	59
Abb. 5.2:	Versauerungs-Reduktionspotenzial pro kWh _{el} von Biogasanlagen	60
Abb. 5.3:	Eutrophierungs-Reduktionspotenzial pro kWh _{el} von Biogasanlagen	60
Abb. 5.4:	THG-Reduktionspotenzial pro kWh _{el} von Biogasanlagen (Methanemissionen)	61
Abb. 5.5:	THG-Reduktionspotenzial pro kWh _{el} von Biogasanlagen (Wärmenutzungsgrad)	62
Abb. 5.6:	THG-Reduktionspotenzial pro kWh _{el} von Biogasanlagen (Grünlandumbruch).....	63
Abb. 5.7:	THG-Reduktionspotenzial pro kWh _{el} der Biogasaufbereitung (3 % Methanschluß) ...	67
Abb. 5.8:	THG-Reduktionspotenzial pro kWh _{el} der Biogasaufbereitung (1 % Methanschluß) ...	67
Abb. 6.1:	THG-Reduktionspotenzial pro kWh _{el} und kWh _{th} von holzbetriebenen HKW und Biogasanlagen	69
Abb. 6.2:	Versauerungs-Reduktionspotenzial pro kWh _{el} und kWh _{th} von holzbetriebenen HKW und Biogasanlagen	70
Abb. 6.3:	Eutrophierungs-Reduktionspotenzial pro kWh _{el} und kWh _{th} von holzbetriebenen HKW und Biogasanlagen	71

Tabellenverzeichnis

Tab. 2.1:	Kenndaten des Kraftwerkparks in Deutschland im Jahr 2010.....	18
Tab. 2.2:	Ökologische Kenndaten der durch Bioenergie-Strom verdrängten Strombereitstellung.....	19
Tab. 2.3:	Ökologische Kenndaten der durch Bioenergie-Wärme verdrängten Wärmebereitstellung.....	20
Tab. 3.1:	Technische Kenndaten der Kleinf Feuerungsanlagen.....	28
Tab. 3.2:	THG-Reduktionspotenzial von holzbetriebenen Kleinf Feuerungsanlagen.....	28
Tab. 3.3:	Versauerungspotenzial von holzbetriebenen Kleinf Feuerungsanlagen.....	30
Tab. 3.4:	Eutrophierungspotenzial von holzbetriebenen Kleinf Feuerungsanlagen.....	31
Tab. 4.1:	Technische Kenndaten des HKW mit Dampfturbine und der ORC-Anlage.....	34
Tab. 4.2:	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für Strom und Wärme bereitgestellt durch ein mit Hackschnitzeln betriebenes HKW mit Dampfturbine und eine ORC-Anlage....	35
Tab. 4.3:	THG-Reduktionspotenzial von holzbetriebenen Großfeuerungsanlagen.....	36
Tab. 4.4:	Versauerungspotenzial von holzbetriebenen Großfeuerungsanlagen.....	37
Tab. 4.5:	Eutrophierungspotenzial von holzbetriebenen Großfeuerungsanlagen.....	38
Tab. 5.1:	Kenngößen der betrachteten Biogasanlagen.....	40
Tab. 5.2:	Arbeitskraftstunde (AKh) und Dieselbedarf im Energiepflanzenanbau.....	41
Tab. 5.3:	Erträge und Düngemittelbedarf berechnet für Entzugsdüngung.....	43
Tab. 5.4:	Geometrische Abmessung eines Fahrsilos.....	45
Tab. 5.5:	Biogas- und Methanerträge verschiedener Substrate.....	47
Tab. 5.6:	Stoffliche Kenndaten der Gärreste.....	50
Tab. 5.7:	Ammoniakemissionen bei der Gärrestausbringung.....	52
Tab. 5.8:	Maßnahmen zur Minderung der Ammoniakemissionen.....	52
Tab. 5.9:	Luftschadstoffemissionen bei der Biogasverbrennung (BHKW).....	53
Tab. 5.10:	Pflanzenverfügbarkeit des Stickstoffs in Gärresten.....	54
Tab. 5.11:	Ammoniakverluste bei der offenen Güllagerung.....	55
Tab. 5.12:	Stoffliche Zusammensetzung von Schweine- und Rindergülle.....	56
Tab. 5.13:	Mittlere Emissionsminderung verschiedener Abdeckungen für Güllagerbehälter.....	56
Tab. 5.14:	Wirkungsabschätzung der Biogaserzeugung und Nutzung in einem BHKW.....	57
Tab. 5.15:	Prozessdruck und Methanschluß verschiedener Aufbereitungsverfahren.....	65
Tab. 5.16:	Emissionen an Luftschadstoffen bei der Biogasaufbereitung.....	66
Tab. 8.1:	Material- und Kraftstoffinputs für die Erntegeräte bei der Scheitholzbereitstellung.....	81
Tab. 8.2:	Dieserverbrauch bei der Kultivierung von KUP.....	81
Tab. 8.3:	Infrastruktur der Gebäude für Heizkraftwerke.....	82
Tab. 8.4:	Infrastruktur der Holzheizkraftwerke.....	83
Tab. 8.5:	Ozonzerstörungspotenzial von holzbetriebenen Kleinf Feuerungsanlagen.....	84
Tab. 8.6:	Ozon bildendes Potenzial von holzbetriebenen Kleinf Feuerungsanlagen.....	84
Tab. 8.7:	Ozonzerstörungspotenzial von holzbetriebenen Großfeuerungsanlagen.....	85
Tab. 8.8:	Ozon bildendes Potenzial von holzbetriebenen Großfeuerungsanlagen.....	86
Tab. 8.9:	Treibhausgaspotenzial von Biogasanlagen.....	87
Tab. 8.10:	Versauerungspotenzial von Biogasanlagen.....	88
Tab. 8.11:	Eutrophierungspotenzial von Biogasanlagen.....	89

Abkürzungsverzeichnis

AKh	Arbeitskraftstunden
BHD	Brusthöhendurchmesser
BHKW	Blockheizkraftwerk
BAFA	Bundesamt für Wirtschaft und Ausfuhrkontrolle
BAFU	Schweizer Bundesamt für Umwelt
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BMELV	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
DGL	Dauergrasland
DLG	Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft
DüV	Düngeverordnung
DWW	Druckwasserwäsche
EE	Erneuerbare Energien
EEG	Erneuerbare Energien Gesetz
EU	Europäische Union
GuD-Kraftwerk	Gas-und Dampfturbinen-Kraftwerk
GWP	Global Warming Potential
GWP 100	Global Warming Potential mit Zeitbezug von 100 Jahren
HKW	Heizkraftwerk
ILUC	Indirekte Landnutzungsänderungen, indirect land use change
KTBL	Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft
KUP	Kurzumtriebsanlage(n)
KWK	Kraftwärmekopplung

LCA	Life Cycle Assessment
MAS	Maschinenarbeitsstunde(n)
NawaRo	Nachwachsende Rohstoffe
NMVOG	Non-methane volatile organic compounds
ODP	Ozonzerstörungspotenzial, ozone depletion potential
ORC	Organic Rankine Cycle
PCOP	Ozonbildendes Potential, photochemical ozone creation potential
PSA	Druckwechseladsorption
PSM	Pflanzenschutzmittel
THG	Treibhausgas(e)
TM	Trockenmassegehalt

1 Einführung und Zielstellung

Bioenergieerzeugung und -nutzung werden durch die Bundesregierung als wichtige Säule der Energiewende auf verschiedene Art und Weise gefördert: In Form des Erneuerbare Energien Gesetzes (EEG) wird die Stromerzeugung durch Bioenergie vergütet, das Bundesamts für Wirtschaft und Ausfuhrkontrolle (BAFA) fördert Kleinf Feuerungsanlagen in Wohngebäuden und das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) unterstützt sogenannte Bioenergie-Regionen bei Ausbau und Optimierung der Bioenergieerzeugung in der Region.

Zahlreiche Gründe sprechen für die Nutzung der Bioenergie: Fossile Energieträger lassen sich gut durch Biomasse substituieren, viele Biomasseformen zeichnen sich durch eine gute Lagerfähigkeit aus und Biomasseanbau und -weiterverarbeitung bieten die Möglichkeit, Arbeitsplätze und Wertschöpfung in Deutschland zu generieren. Ökologische Überlegungen spielen ebenfalls eine Rolle, da davon ausgegangen wird, dass im Vergleich zur Nutzung fossiler Energieträger ökologische Vorteile bestehen und eine Einsparung an Treibhausgasen (THG) möglich ist.

Die Bioenergiebereitstellung und -erzeugung ist in den vergangenen Jahren jedoch stark in die Kritik geraten, da ihr ökologischer Nutzen zunehmend bezweifelt wird. Verstärkt wurde die Debatte durch die Politik der Europäischen Union (EU), die einen Anteil an erneuerbaren Energien (EE) im Mobilitätssektor in der EU vorschreibt: Vom Kraftstoffverbrauch der Mitgliedsstaaten sollen im Jahr 2020 10 % aus EE stammen. Diese Quote kann derzeit nur durch Biokraftstoffe erfüllt werden. Zahlreiche wissenschaftliche Studien haben in den vergangenen Jahren gezeigt, dass die Biokraftstoffproduktion aus öl-, zucker- und stärkehaltigen Pflanzen zu höheren THG-Emissionen führt als bislang angenommen. Dies ist auf sogenannte indirekte Landnutzungsänderungen (ILUC) zurückzuführen, das heißt Verdrängungsprozesse in der Landwirtschaft, die zu einer Neuschaffung agrarwirtschaftlicher Flächen durch Umbruch von Naturfläche führen. Grundsätzlich treten ILUC auch bei anderen Bioenergieformen auf, sofern eine Expansion des Biomasseanbaus zur Bereitstellung der Rohstoffe erfolgt. Vor diesem Hintergrund stellt sich die Frage, wie hoch der ökologische Nutzen verschiedener Bioenergiepfade ist, wenn indirekte Effekte berücksichtigt werden und bei welchen Rohstoffen ILUC und somit eine Verschlechterung der THG-Bilanz zu erwarten ist.

Die vorliegende Arbeit ist eingebettet in das Nachwuchsgruppenprojekt „EE-Regionen: Sozialökologie der Selbstversorgung. Erfolgsbedingungen und Diffusion von Konzepten zur vollständigen Energieversorgung von Kommunen und Regionen auf der Basis erneuerbarer Energien – Schwerpunkt Bioenergie“, welches durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) im Zeitraum von 2009 bis 2013 gefördert wird. Übergeordnetes Ziel des Projekts ist es, Strategien zur selbstständigen Energieversorgung von Kommunen und Regionen auf Basis von EE zu untersuchen und die Umsetzung konkreter Strategien in Partnerkommunen zu begleiten. Der Schwerpunkt des Projekts liegt auf der Bioenergiebereitstellung und -nutzung, da viele Kommunen einen Großteil ihrer Energie aus Biomasse gewinnen oder gewinnen möchten. Um die Chancen und Herausforderungen regionaler Energiekonzepte einschätzen zu können, bedarf es einer ganzheitlichen Analyse und Bewertung der konkreten technischen Verfahren zur Energiebereitstellung. Einen wichtigen Bestandteil der ganzheitlichen Bewertung stellt die Analyse der ökologischen Wirkungen dar, die durch die Bereitstellung und Nutzung der Bioenergie entstehen.

Mit der energetischen Nutzung von Biomasse ist durch die Substitution fossiler und nuklearer Energieträger einerseits eine positive Umweltwirkung verbunden, andererseits gehen vor allem mit

dem Biomasseanbau auch negative Umweltwirkungen einher. Für eine Bewertung des ökologischen Nutzens ist die Nettowirkung zwischen positiven und negativen Umweltwirkungen im Vergleich zu dem bestehenden Energiesystem ausschlaggebend.

In dieser Arbeit werden Lebenszyklusanalysen für die Bereitstellung von Wärme und Strom aus Biomasse erstellt, wobei die Wirkungen während des Biomasseanbaus, der Transportprozesse, der Umwandlung in Elektrizität und Wärme sowie der Weiterverwertung der Reststoffe einbezogen werden. Die Ergebnisse werden in Wirkungskategorien zusammengefasst, sodass sie eine vergleichende Bewertung verschiedener Versorgungskonzepte zulassen. Die Bioenergiebereitstellungs- und -nutzungsoptionen werden mit fossilen Energiesystemen verglichen, um ihren ökologischen Nutzen zu bewerten. Damit stellt die Arbeit Daten für marktgängige Bioenergieerzeugungs- und -nutzungsoptionen zur Verfügung. Die Biokraftstoffproduktion war nicht Teil des Untersuchungsdesigns, sodass dieser Bioenergienutzungspfad nicht berücksichtigt ist.

Die Ergebnisse werden in den Stand des Wissens eingeordnet. Das Auftreten von ILUC sowie anderer unerwünschter ökologischer und sozioökonomischer Effekte wird auf dem aktuellen Kenntnisstand basierend diskutiert. Ein Vergleich zu anderen regenerativen Energiesystemen erfolgt an dieser Stelle nicht. Entsprechend können Empfehlungen abgeleitet werden, welche Rohstoffe und Technologien im Reigen der untersuchten Bioenergiebereitstellungs- und -nutzungsoptionen zu bevorzugen sind und welche Umweltwirkungen mit ihnen einhergehen. Inwiefern andere regenerative Energiesysteme aus ökologischer Sicht den Bioenergiesystemen in den verschiedenen Bereichen (Strom und Wärme) vorzuziehen sind und welche Grenzen der Bioenergieerzeugung gesetzt sind, wird ausschließlich auf Basis einer Literaturrecherche diskutiert.

Aus den Ergebnissen der Studie werden zuletzt einige Empfehlungen für den Einsatz biogener Brennstoffe und Substrate sowie für die technischen Verfahren zur Bioenergiebereitstellung abgeleitet, deren Umsetzung den ökologischen Nutzen der Bioenergiebereitstellung und -nutzung erhöhen würde. Dabei werden Aspekte wie Biomassepotenziale, Nutzungskonkurrenzen und das Vorhandensein von regenerativen Alternativen literaturbasiert berücksichtigt.

2 Vorgehensweise

2.1 Allgemeine Vorgehensweise

Zum Vergleich der verschiedenen technischen Optionen zur Bioenergiebereitstellung und -nutzung wurden Ökobilanzen in Anlehnung an die DIN EN ISO14040 ff. erstellt. Die Sachbilanz erstreckt sich somit über den gesamten Lebensweg, einschließlich Biomassebereitstellung (Anbau und Ernte), Transport, Aufbereitung, Konversion, Distribution und Nutzung (vgl. DIN EN ISO 14040 2009)¹. Die Bilanzierung erfolgte mit Hilfe der Software SIMAPRO 7². Ebenfalls berücksichtigt wurde das Methodenhandbuch, welches im Rahmen des Förderschwerpunkts „Energetische Biomassenutzung“ des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) erstellt wurde. Ziel dieses Handbuchs war eine Methodenharmonisierung für die Erstellung von THG-Bilanzen beziehungsweise Ökobilanzen und Wirtschaftlichkeitsberechnungen innerhalb der im Förderschwerpunkt geförderten Projekte (Thrän et al. 2012).

Betrachtete Umweltwirkungen: Im Rahmen der Wirkungsabschätzung wurden die Umweltwirkungen Versauerung, Eutrophierung, Treibhauseffekt (GWP 100), Abbau der Ozonschicht und photochemische Oxidation berücksichtigt (siehe Kapitel 2.2).

Wahl der Bioenergie-Referenzanlagen: Zur Beschreibung der Bioenergiebereitstellungs- und -nutzungsoptionen wurden solche Anlagen herangezogen, die für Deutschland als Stand der Technik angesehen werden können. Die Bioenergieverfahren sind in verschiedene Anwendungsbereiche unterteilt. Dies sind zum einen Kleinfeuerungsanlagen, die in Ein- und Zweifamilienhäusern eingesetzt werden. Ebenfalls in den Bereich der reinen Wärmebereitstellung fallen größere Feuerungsanlagen, die in Mehrfamilienhäusern oder zur Versorgung einer Landgemeinde über ein Nahwärmenetz zum Einsatz kommen (siehe Kapitel 3). Große Biomasseverbrennungsanlagen erzeugen in Kraft-Wärme-Kopplung-(KWK)-Anlagen Elektrizität und Wärme. Zum Einsatz kommen dabei Dampfturbinen sowie Organic-Rankine-Cycle-(ORC)-Anlagen (siehe Kapitel 4). Biogasanlagen zeichnen sich ebenfalls zumeist durch eine kombinierte Elektrizitäts- und Wärmeerzeugung aus – bei neueren Anlagen ist dies sogar Voraussetzung für eine Förderung durch das EEG (EEG 2012). Außerdem kommen vielfältige Rohstoffe von Reststoffen wie Gülle oder Bioabfall bis zu Anbaubiomasse wie Mais oder Getreide in Frage, sodass die Umweltwirkungen abhängig vom Substratmix sehr unterschiedlich ausfallen. Bezüglich der Biogaserzeugung und Nutzung wurde als weitere Option neben der direkten Verbrennung des Biogases eine Aufbereitung auf Methan und eine Einspeisung in das Erdgasnetz berücksichtigt.

Verwendete Daten: Mehrheitlich stammen die Daten, die zur Beschreibung der Technologien und zur Ableitung der Ökobilanzen verwendet wurden, aus der Schweizer Datenbank *ecoinvent*³. Die Primärdaten sind in den jeweiligen Kapiteln beziehungsweise in den dort zitierten Berichten zu finden. Daten zum Anbau der Biomassen wurden zum großen Teil aus den Werken des Kuratoriums

¹ Abweichend zu den Anforderungen der Norm wurde kein Critical Review durch Externe durchgeführt.

² www.simapro.de

³ www.ecoinvent.ch

für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) übernommen (z. B. KTBL 2006; Scholz et al. 2006; KTBL 2009; KTBL 2010).

Zeithorizont: Die Daten, die in dieser Studie verwendet wurden, beziehen sich auf den Status Quo. Die verwendeten Quellen wurden alle nach dem Jahr 2000 veröffentlicht, sodass möglichst aktuelle Daten herangezogen wurden. Beim Elektrizitätsmix Deutschland wurden die durchschnittlichen elektrischen Wirkungsgrade des Kraftwerksparks aus dem Jahr 2010 herangezogen.

Wahl der funktionellen Einheit: Als funktionelle Einheit wurde für elektrizitätsbereitstellende Bioenergiesysteme eine elektrische Kilowattstunde ($1 \text{ kWh}_{\text{el}}$) gewählt. Für wärmebereitstellende Systeme wurde eine thermische Kilowattstunde ($1 \text{ kWh}_{\text{th}}$) zu Grunde gelegt. Bei Energiesystemen, die sowohl Elektrizität als auch Wärme bereitstellen, erfolgte eine Verteilung der Aufwendungen und Emissionen auf beide Produkte. Hierbei wurde nach dem Allokationsverfahren nach Exergiegehalt vorgegangen (siehe Kapitel 2.3).

Wahl der substituierten Technologien: Elektrizität als auch Wärme aus neuen Bioenergieanlagen ersetzen solche aus existierenden Energiebereitstellungsanlagen. Diese substituierte Energie beziehungsweise die mit der Bereitstellung ausgelösten Umweltwirkungen werden der Bioenergie zugeschrieben. Die Wahl der substituierten Technologien (Referenzsysteme) beeinflusst das Ergebnis der Bilanz dabei in erheblichem Maße. Die Referenzsysteme sind in Kapitel 2.4 dargestellt.

Einordnung in die bestehende Literatur: Die Ergebnisse der Bilanzierung wurden mit Literaturdaten beziehungsweise mit Ergebnissen anderer LCAs verglichen. Das Auftreten von ILUC wurde ebenfalls auf Basis einer Literaturrecherche abgeschätzt. Eine eigene Quantifizierung von ILUC für die konkreten Rohstoffe und Verfahren war im Rahmen des Projektes EE-Regionen nicht vorgesehen.

2.2 Betrachtete Umweltwirkungen

Wie bereits erwähnt, wurden im Rahmen der Wirkungsabschätzung die Umweltwirkungen Versauerung, Eutrophierung, Treibhauseffekt (GWP 100), Abbau der Ozonschicht und photochemische Oxidation berücksichtigt. Diese Umweltwirkungen werden in diesem Kapitel kurz beschrieben.

Versauerung meint die Erhöhung der Konzentration von H^+ -Ionen in Luft, Wasser und Boden. Insbesondere Schwefel- und Stickstoffverbindungen reagieren in der Atmosphäre zu Schwefel- und Salpetersäure, die als sogenannter "Saurer Regen" Böden, Gewässer und Bauwerke schädigen. Beispielsweise werden in versauerten Böden Nährstoffe ausgewaschen und in Oberflächengewässern kann es zu Fischsterben kommen (UBA 1999). Für die Charakterisierung wird das Versauerungspotenzial erfasst, das in SO_2 -Äquivalenten angegeben wird.

Unter *Eutrophierung* wird die Anreicherung von Nährstoffen, insbesondere von Nitrat und Phosphat, in Gewässern und im Boden verstanden. Diese kann eine starke Erhöhung der pflanzlichen Primärproduktion zur Folge haben, was letztlich zu einer deutlichen Sauerstoffzehrung in Gewässern führen kann (UBA 1999). Für die Charakterisierung wird das Eutrophierungspotenzial erfasst, welches in PO_4 -Äquivalenten angegeben wird.

Unter dem *anthropogenen Treibhauseffekt* wird die Klimaerwärmung in Folge einer steigenden Konzentration von THG, vor allem Kohlenstoffdioxid, Methan, Lachgas und Fluorkohlenwasserstoffe, in der Atmosphäre verstanden. Mögliche Klimafolgen sind steigende Meeresspiegel, häufigere Extremwetterereignisse und Veränderungen in Temperatur und Niederschlagsmustern (UBA

1999). Für die Charakterisierung wird das THG-Potenzial, Global Warming Potential (GWP), erfasst, welches in CO₂-Äquivalenten angegeben wird. Da die Verweildauern der Gase unterschiedlich sind, sind die Äquivalenzfaktoren abhängig vom Zeitbezug; meist wird ein Zeitbezug von 100 Jahren gewählt (GWP 100).

Der sogenannte *stratosphärische Ozonabbau* erfolgt in einer Höhe von etwa 25 bis 50 km. In dieser Höhe absorbiert die Ozonschicht einen Teil der ultravioletten Strahlung, die Lebewesen schädigen kann. Gase wie Fluorchlorkohlenwasserstoffe, Halone und Lachgas (N₂O) verlagern das natürliche Gleichgewicht ozonbildender und ozonabbauender Reaktionen, sodass sich die Dicke der Ozonschicht verringert (UBA 1999). Für die Charakterisierung wird das Ozonerstörungspotenzial (ODP) herangezogen, welches in Trichlorfluoromethan-(CFC-11)-Äquivalenten angegeben wird.

Die sogenannte *photochemische Oxidation (Photosmog)* in den unteren Luftschichten führt zu einer Bildung von Ozon und anderen Photooxidantien, welche lebende Organismen, vor allem Pflanzen, schädigen. Verantwortlich für die Ozonbildung sind neben der Lichteinstrahlung, vor allem erhöhte NO₂-Konzentrationen und leicht flüchtige Kohlenwasserstoffen (UBA 1999). Zur Charakterisierung wird das ozonbildende Potential (PCOP) erfasst, welches in Ethylen-Äquivalenten angegeben wird.

2.3 Umgang mit Multioutput-Prozessen

Bei Prozessen, die mehrere Produkte als Output bereitstellen, sogenannte Multioutput-Prozesse, muss eine Berücksichtigung aller Produkte durch Allokation oder durch Systemraumerweiterung erfolgen (Klöpffer und Grahl 2009). Bei Bioenergiebereitstellungs- und -nutzungsoptionen handelt es sich in der Regel um Multioutput-Prozesse, da meist sowohl Wärme als auch Strom als Produkte entstehen und teilweise Nebenprodukte wie Gärreste auftreten.

Unter Allokation ist die Verteilung der Aufwendungen und Emissionen auf alle entstehenden Produkte zu verstehen. Entsprechend werden nach dem *Allokationsverfahren* bei Energiesystemen, die sowohl Elektrizität als auch Wärme bereitstellen, die Aufwendungen und Emissionen auf diese beiden Produkte verteilt. Dabei kann die Allokation auf physikalischen Kriterien wie Volumina, Massen oder dem Heizwert oder auf ökonomischen Kriterien wie dem Marktpreis basieren. In dieser Studie wurde nach dem Allokationsverfahren nach Exergiegehalt vorgegangen (Klöpffer und Grahl 2009). Die Allokationsfaktoren wurden mit den folgenden Formeln berechnet:

$$\zeta_{th} = (T_0 - T_u) / T_0$$

$$\zeta_{Anlage} = \zeta_{el} * \eta_{el} + \zeta_{th} * \eta_{th} * \zeta$$

$$Allokation_{Strom} = \zeta_{el} * \eta_{el} / \zeta_{Anlage}$$

$$Allokation_{Wärme} = \zeta_{th} * \eta_{th} * \zeta / \zeta_{Anlage}$$

T ₀	Temperatur des Heißwassers
T _u	Umgebungstemperatur
ζ _{th}	Exergetische Wertigkeit Wärme, festgesetzt auf 0,3546 (T ₀ <150°C)
ζ _{Anlage}	Exergetische Wertigkeit der Anlage
ζ _{el}	Exergetische Wertigkeit Strom, festgesetzt auf 1

η_{el}	elektrischer Wirkungsgrad
η_{th}	thermischer Wirkungsgrad
ζ	Wärmenutzungsgrad

Beim *Gutschriftenverfahren* wird ein Hauptprodukt, zum Beispiel Strom gewählt. Diesem Produkt wird eine Gutschrift für alle Nebenprodukte gutgeschrieben. Das Gutschriftenverfahren wurde in dieser Arbeit in Bezug auf die Bereitstellung von Gärresten bei der Biogaserzeugung verwendet. Es ist üblich, die Gärreste als Düngemittel auf die landwirtschaftlichen Flächen auszubringen, sodass sie über den Biomasseanbau wieder in den untersuchten Prozess, die Biogaserzeugung, Eingang finden. Demnach kann entsprechend der Nährstoffgehalte des Gärrestes Kunstdünger eingespart werden. Diese Menge an eingespartem Dünger wird dem Hauptprodukt gutgeschrieben. Der Ökobilanz-Norm zu Folge ist in solchen Fällen, in denen das Nebenprodukt im untersuchten Prozess eingesetzt wird, eine Allokation zu vermeiden.

2.4 Wahl der Referenzsysteme

2.4.1 Referenzsystem Strom

Die Netto-Wirkung, das heißt zum Beispiel die Einsparung an CO₂-Äquivalenten durch regenerativ erzeugten Strom, wird maßgeblich über die Art des substituierten Stroms bestimmt. Verschiedene Brennstoffe beziehungsweise Kraftwerkstypen sind mit brennstoffspezifischen Emissionsfaktoren belegt, sodass sich die Emissionen abhängig von dem gewählten Referenzsystem unterscheiden. In Ökobilanzen wird teilweise der deutsche Elektrizitätsmix als Referenzsystem unterstellt. Der Elektrizitätsmix in Deutschland enthält jedoch bereits einen Anteil an regenerativem Strom (s. Tab. 2.1), der voraussichtlich nicht verdrängt werden wird.

Tab. 2.1: Kenndaten des Kraftwerkparks in Deutschland im Jahr 2010

Quelle: Thrän et al. (2012, 75)

Energieträger	Anteil an der Strombereitstellung [%]
Steinkohle	19
Braunkohle	23,4
Erdgas	16,2
Öl	1,3
Kernkraft	22,7
Wasserkraft, Wind, Photovoltaik	11,1
Deponie-Klärgas-Biogas, Müll	1,8
Holz, Stroh, sonstige Biomasse	4,3

Nach der *Marginalmethode* wird daher abgeschätzt, welche Technologien beziehungsweise welche bestehenden Kraftwerke tatsächlich durch neue Bioenergieanlagen ersetzt werden (IFEU 2008a). Diese Methode wird in der vorliegenden Studie angewandt. Die Stromerzeugung aus Bioenergie verdrängt IFEU (2008a) und Thrän et al. (2012) zufolge vor allem fossil befeuerte Grundlastkraftwerke. In Übereinstimmung mit Thrän et al. (2012) wird ein Mix von 50 % Erdgas-Gas und Dampfkraftwerken (GuD) und 50 % Steinkohlekraftwerken angenommen.

Ziel der Methodenharmonisierung im Rahmen des Förderschwerpunkts „Energetische Biomassennutzung“ des BMU war es unter anderem, Referenzsysteme für Strom und Wärme festzusetzen (Thrän et al. 2012). Die Methodenharmonisierung beschränkt sich jedoch auf die Wirkungskategorie Treibhauseffekt sowie auf die Luftschadstoffe Schwefel- und Stickstoffoxide und Staub, sodass das Handbuch keine Referenzwerte für andere Wirkungskategorien bereitstellt.

Aus diesem Grund wird der Elektrizitätsmix von 50 % Erdgas-GuD und 50 % Steinkohlekraftwerken aus dem Methodenhandbuch übernommen. Die Wirkungsgradabschätzung erfolgt jedoch mittels der in ecoinvent enthaltenen Datensätze, sodass sich geringfügige Abweichungen zu den in Thrän et al. (2012) angegebenen Werten ergeben. Die Wirkungsgrade der in ecoinvent enthaltenen Kraftwerke wurden auf Basis von Daten des Umweltbundesamts (UBA)⁴ auf die durchschnittlichen Wirkungsgrade im Jahr 2010 aktualisiert. Neben den eigens berechneten Werten erfolgt jeweils eine Darstellung der THG-Einsparung mittels der im Methodenhandbuch angegebenen Werte, um eine Vergleichbarkeit mit Studien zu gewährleisten, die sich auf das Methodenhandbuch beziehen. Abweichungen in den Ökobilanzen für die Strombereitstellung aus der eigenen Berechnung und von Thrän et al. (2012) (s. Tab. 2.2) sind vermutlich durch Unterschiede in den technischen Kenndaten der Kraftwerke (zum Beispiel die Wirkungsgrade) verursacht.

Tab. 2.2: Ökologische Kenndaten der durch Bioenergie-Strom verdrängten Strombereitstellung (Marginalmethode)

Quelle: Eigene Berechnung

Wirkungskategorien	Strommix Dt (Marginalbetrachtung 2010) [g/ kWh_{el}]	Marginalbetrachtung nach Thrän et al. (2012) [g/ kWh_{el}]
Versauerung	0,94	0,69
Eutrophierung	0,49	k. A.
Treibhauseffekt (GWP100)	687	627
Abbau der Ozonschicht (ODP)	0,000032	k. A.
Photochemische Oxidation	0,053	k. A.

⁴ <http://www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de/umweltdaten/public/theme.do?nodeIdent=2849>

2.4.2 Referenzsystem Wärme

Dem Methodenhandbuch von Thrän et al. (2012) zufolge werden durch dezentrale Bioenergieheizungen vor allem Erdgas- und Heizölzentralheizungen verdrängt. Das Referenzsystem besteht dementsprechend aus einem Mix von 70 % Erdgas- und 30 % Heizölheizungen (Thrän et al. 2012). Analog zum Vorgehen beim Referenzsystem Strom wurden zum einen die Emissionsfaktoren von Thrän et al. (2012) übernommen. Zum anderen wurden Emissionsfaktoren mit der in ecoinvent enthaltenen Datensätze berechnet, um Werte für die weiteren Wirkungskategorien neben Treibhauseffekt und Versauerung zu generieren (s. Tab. 2.3).

Abweichungen in den Ökobilanzen für die Wärmebereitstellung aus der eigenen Berechnung und von Thrän et al. (2012) sind vermutlich durch Unterschiede in den technischen Kenndaten der Heizungssysteme verursacht.

Tab. 2.3: Ökologische Kenndaten der durch Bioenergie-Wärme verdrängten Wärmebereitstellung (Marginalmethode)

Quelle: Eigene Berechnung

Wirkungskategorien	Marginalbetrachtung 2010: 70 % Erdgas / 30 % Heizöl (eigene Berechnung) [g/ kWh _{th}]	Marginalbetrachtung 2010: 70 % Erdgas / 30 % Heizöl (nach Thrän et al. (2012)) [g/ kWh _{th}]
Versauerung	0,38	0,25
Eutrophierung	0,065	k. A.
Treibhauseffekt (GWP100)	290	310
Abbau der Ozonschicht (ODP)	0,00004	k. A.
Photochemische Oxidation	0,032	k. A.

Zusätzlich wurden Erdgas-Zentralheizungen und Heizöl-Zentralheizungen mit einer der Biomasseanlage entsprechenden Nennleistung (15 kW, 35 kW, 70 kW) bilanziert, um einen direkten Vergleich zwischen den mit Biomasse und den mit fossilen Rohstoffen betriebenen Heizungen zu ermöglichen. Die Input- und Output-Werte wurden der Datenbank ecoinvent entnommen und auf die entsprechenden Kenngrößen angepasst. Die Datensätze in ecoinvent basieren auf Studien von Emmenegger et al. (2007) und Jungbluth (2007). Der Hilfsstrombedarf beträgt bei Erdgas-Zentralheizungen 0,01 MJ_{el}/ MJ und bei Heizöl-Zentralheizungen 0,013 MJ_{el}/ MJ.

3 Ökologischer Vergleich Kleinf Feuerungsanlagen und Heizwerke

Ziel dieses Kapitels ist ein ökologischer Vergleich verschiedener Kleinf Feuerungsanlagen für Ein- und Zweifamilienhäuser mit einer Nennleistung von 15 bis 35 kW, die auf Basis von Scheitholz, Holzhackschnitzeln und Holzpellets betrieben werden, von Einzelöfen, die zusätzlich zu einer Zentralheizung betrieben werden sowie von Heizwerken, die der Wärmebereitstellung von mehreren Gebäuden dienen. Die erstellten Ökobilanzen basieren auf Annahmen hinsichtlich der eingesetzten Ernteverfahren, der Brennstoffeigenschaften und der Heizkessel, die im Folgenden beschrieben werden. Die Annahmen und Daten hinsichtlich der Heizkessel stützen sich auf eine Studie von Bauer (2007). Als Referenzsysteme wurde sowohl der in Kapitel 2.4.2 beschriebene Mix aus mit Erdgas und Heizöl betriebenen Heizungen als auch die ebenfalls in Kapitel 2.4.2 beschriebenen mit Erdgas und Heizöl betriebenen einzelnen Zentralheizungen herangezogen. Aus dem Vergleich mit den Referenzsystemen ergibt sich die Netto-Wirkung der Biomassekleinf Feuerungsanlagen.

3.1 Bereitstellung der Substrate⁵

3.1.1 Scheitholz – Waldrestholz

Scheitholz entsteht durch grobes Spalten von Baumstämmen (FNR 2006). Es stellt innerhalb der Festbrennstoffe die mengenmäßig relevanteste Brennstofffraktion dar und wird hauptsächlich in Einzelöfen in privaten Haushalten und in Zentralheizungen als Brennstoff verwendet (Lehr et al. 2011). Typische Rohstoffe für die Bereitstellung von Scheitholz sind minderwertige Holzsortimente wie Waldrest- oder Durchforstungshölzer (Schwachholz), welche für eine stoffliche Nutzung nicht von Interesse sind (Kaltschmitt et al. 2009). Schwachholz fällt im Zuge von Durchforstungsmaßnahmen an und ist für eine Nutzung als Industrieholz aufgrund des geringen Brusthöhendurchmessers nicht attraktiv. Waldrestholz fällt als Nebenprodukt bei der Ernte industriell genutzter Holzsortimente an (FNR 2007). In Privatwäldern wird teilweise auch höherwertiges Holz für die Eigenversorgung mit Scheitholz geschlagen (LWF 2011).

Grundsätzlich lässt sich die Scheitholzbereitstellung in die Schritte Ernte, Aufbereitung, Lagerung und Transport einteilen, wobei verschiedene Verfahren mit unterschiedlichem Mechanisierungsgrad zur Verfügung stehen. Abhängig von der Menge an Brennholz, welche bereitgestellt werden soll und den Maschinen, welche für die Bereitstellung zur Verfügung stehen, fällt die Entscheidung auf ein konkretes Verfahren (LWF o.J.). Die Ernte des Brennholzes kann zum einen manuell mittels einer Motorsäge oder teilmechanisiert, das heißt unterstützt durch eine Seilwinde, erfolgen. Darüber hinaus kann das Holz vollmechanisiert unter Einsatz eines Harvesters geerntet werden. Das nachfolgende Rücken des Holzes, der Transport aus dem Bestand an die Waldstraße, kann von Hand, unter Zuhilfenahme einer Seilwinde oder vollmechanisiert mit einem Forwarder geschehen. Die Aufbereitung des Rohholzes zu ofengängigem Scheitholz umfasst die Teilschritte Sägen und Spalten. Dabei kann das Holz beispielsweise mit der Motor- oder Kreissäge abgelängt und da-

⁵ Die folgenden Beschreibungen der Wertschöpfungsketten für die verschiedenen Substrate sind teilweise der Diplomarbeit von Katharina Heinbach entnommen (s. Heinbach 2012), welche in Zusammenarbeit mit dem Institut für ökologische Wirtschaftsforschung erstellt wurde.

nach mit kleinen oder großen Senkrechtpaltern aufbereitet werden. Sollen größere Mengen an Brennholz bereitgestellt werden, so werden häufig kombinierte Säge-Spaltmaschinen eingesetzt. Die Lagerung und Trocknung des Holzes kann im Wald, am Aufarbeitungsplatz oder beim Endkunden erfolgen. Für den Transport können Traktorengespänne und LKW sowie für kleinere Mengen PKW mit Anhänger zum Einsatz kommen (TFZ 2006; Kaltschmitt et al. 2009).

In der Bilanzierung wurde von einer vollmechanisierten Ernte ausgegangen, deren Aufwendungen und Emissionen vollständig dem Scheitholz zugeschrieben wurden. Abhängig von der konkreten Situation kann es sinnvoll sein, die Aufwendungen und Emissionen auf mehrere Produkte zu allozieren. Als Erntegerät wurde ein Harvester Timberjack 1270 angenommen und als Forwarder ein Forwarder Timberjack 810B. Materialinputs konnten der Studie von Knechtle (1997) entnommen werden. Der Dieselbedarf beider Geräte wurde nach Angaben von Pausch (2002) berechnet. Informationen zu Material- sowie Dieselinputs für die Säge-Spaltmaschine enthielt die Datenbank ecoinvent. Aus diesen Angaben ergaben sich die in Tab. 8.1 im Anhang dargestellten Werte.

Die Trocknung erfolgt im Wald, erst danach findet der Transport mittels Traktor und Anhänger (Dieselverbrauch: 42 L/ 100 km) zum Aufarbeitungsplatz statt, wo das Scheitholz abgelängt und gespalten wird. Der Transport zum Kunden erfolgt wiederum mittels Traktor und Anhänger.

3.1.2 Hackschnitzel – Waldrestholz

Bei Hackschnitzeln handelt es sich um maschinell zerkleinerte Holzstücke (LWF o.J.). Im Bereich der privaten Hackschnitzelheizungen und der kleineren Heizwerke (< 1 MW) dominiert Waldrestholz als Rohstoff. Demnach lag der Anteil von Waldhackschnitzeln in dieser Größenklasse im Jahr 2007 durchschnittlich bei 50 %. Sägerestholz stellt mit 35 % die zweitgrößte Fraktion dar, Landschaftspflegeholz und sonstige Biomasse machten zusammen nur einen Anteil von 15 % aus. In Biomasse-(Heiz-)Kraftwerken war die Bedeutung des Waldrestholzes mit einem Anteil von 12 % geringer, hier stellte Altholz die wichtigste Rohstoffquelle (55 – 60 %) dar, Säge- oder Industrie-restholz machte einen Anteil von 25 bis 30 % aus (DBFZ 2009).

Hackschnitzel aus der Landschaftspflege und aus Kurzumtriebsplantagen (KUP) haben im Vergleich zu den anderen Sortimenten an den eingesetzten Brennstoffen eine geringere Bedeutung, allerdings gewinnen sie zunehmendes Interesse. In dieser Studie wird daher die Bereitstellung von Hackschnitzeln aus Waldrestholz und KUP-Holz betrachtet.

Die Hackschnitzelbereitstellung aus Waldrestholz umfasst die Prozessstufen Ernte, Aufbereitung, Lagerung und Transport. Unterschiede zur Scheitholzbereitstellung ergeben sich ausschließlich in der Stufe Aufbereitung – alle weiteren Annahmen sind bereits in Kapitel 3.1.1 beschrieben. Das ungehackte Holz wird ebenso wie bei der Scheitholzbereitstellung nach der Ernte über einige Monate hinweg im Wald gelagert und erfährt dort eine natürliche Trocknung. Das Hacken kann grundsätzlich an verschiedenen Orten erfolgen. So kann zum einen auf der Rückegasse, auf der Waldstraße, an einem zentralen Sammelplatz oder im Werk selbst gehackt werden. Dabei stellt die Aufbereitung mit mobilen Hackern an der Forststraße das Standardverfahren in Deutschland dar. Zunehmend gewinnt das Hacken an zentralen Plätzen, wie zum Beispiel in Energieholzlogistikzentren, an Bedeutung (Eberhardinger 2011). In dieser Studie wird davon ausgegangen, dass ein mobiler Hacker an einem zentralen Sammelplatz eingesetzt wird. Außerdem wird angenommen, dass die Hackschnitzel eine weitere Trocknung unter Einsatz von 0,04 kWh_e pro kg Hackschnitzel erfahren und danach direkt mit Schlepper und Anhänger zum Endverbraucher transportiert werden.

3.1.3 Holzpellets – Restholz

Holzpellets sind genormte zylindrische Presslinge, üblicherweise aus getrocknetem, naturbelassenem Restholz, die einen Durchmesser von circa 6 bis 8 mm und eine Länge von 5 bis 45 mm aufweisen. In Deutschland werden Holzpellets ausschließlich für die Wärmeerzeugung genutzt (Lehr et al. 2011). Die meisten Anlagen liegen im unteren bis mittleren Leistungsbereich, wie sie in Ein- und Mehrfamilienhäusern zu finden sind. In diesen Holzpellettheizsystemen kommen ausschließlich qualitativ hochwertige und in der Regel zertifizierte Pellets zum Einsatz (Döring 2011).

Die Nutzung von Pellets für die Stromerzeugung in Kraftwerken (Industriepellets) ist in Deutschland nicht von Relevanz. Zwar hat der Verbrauch von Pellets in den letzten Jahren kontinuierlich zugenommen (DEPI 2010), allerdings ist ihr Anteil an den für die Wärmeerzeugung eingesetzten biogenen Festbrennstoffen immer noch vergleichsweise gering. Laut einer Studie von Mantau und Sörgel (2006) machten Pellets im Jahr 2005 einen Anteil von 0,9 % am gesamten Energieholzverbrauch in privaten Haushalten aus. In den letzten Jahren dürfte dieser Anteil gestiegen sein, da der Bestand an Pelletheizungen seit 2005 kontinuierlich zugenommen hat. Der deutsche Pelletmarkt hat in den letzten Jahren ein besonders schnelles Wachstum erfahren. Laut Döring (2011) wurde bis 2005 noch der Großteil der in Deutschland nachgefragten Pellets importiert. Bereits zwei Jahre später konnte die inländische Nachfrage durch die Produktion in Deutschland gedeckt werden. In den Jahren 2009 und 2010 wurden trotz gesteigerter Nachfrage im Inland rund 30 % der hier produzierten Holzpellets exportiert (Zukunft Holz GmbH 2011a). Im letzten Jahr war Deutschland Marktführer in Europa und weltweit nach den USA der größte Pelletproduzent. Auch für 2011 hat der Deutsche Energieholz- und Pellet-Verband (DEPV) eine moderate Steigerung der Produktion vorhergesagt (Zukunft Holz GmbH 2011b).

Die Prozesskette unterscheidet sich in einigen wesentlichen Punkten von den Bereitstellungsketten für Scheitholz und Waldhackschnitzel. Zum einen betrifft dies den Rohstoff für die Pelletierung, zum anderen ist die Vielfalt an möglichen Bereitstellungsverfahren bedingt durch den Produktionsprozess weitaus geringer. Entscheidend für die Ausgestaltung des Herstellungsverfahrens sind die für die Pelletierung eingesetzten Rohstoffe sowie die Vermarktungsstrategie für die produzierten Holzpresslinge. Wichtigster Rohstoff für die Pelletproduktion sind naturbelassene Resthölzer, wie Sägespänen und Hackschnitzel, welche in Betrieben der Holz- und verarbeitenden Industrie anfallen. Rund 85 % der in Deutschland produzierten Pellets werden aktuell aus Sägenebenprodukten hergestellt. Daneben sind vor allem Rundholzsortimente von Bedeutung, welche im Sägewerk nicht eingesetzt werden können (Zukunft Holz GmbH 2011a). Gerade große Pelletproduzenten stellen sich vor dem Hintergrund eines begrenzten Potenzials der Sägenebenprodukte, der Konkurrenz zur stofflichen Nutzung des Rohstoffes und der erhöhten Nachfrage nach Pellets zunehmend auf eine Verarbeitung von Rundholz aus der Forstwirtschaft ein. Waldresthölzer werden aufgrund des Rindenanteils nur selten für die Produktion von zertifizierten Pellets verwendet (Lehr et al. 2011; Hiegl und Janssen 2009). In ferner Zukunft wird der Einsatz von landwirtschaftlichen Energiehölzern aus KUP und nicht-holzartiger Biomasse an Bedeutung gewinnen, in der heutigen Situation sind diese Rohstoffe noch wenig relevant (Döring 2011).

Der eigentliche Prozess der Pelletproduktion besteht aus folgenden Schritten: Zunächst erfolgt die Beschaffung und Lagerung der Rohstoffe. In dieser Studie wird davon ausgegangen, dass die Holzpellets aus den Sägespänen eines Sägewerkes hergestellt werden, ohne dass weitere Transportwege dazwischen liegen. Da die Prozesse im Sägewerk sowie die Holzbereitstellung vornehmlich mit dem Ziel der Schnittholzproduktion erfolgen, werden keine Aufwendungen oder Emissionen für die Bereitstellung der Sägespäne berücksichtigt. Im nächsten Schritt ist in der Regel eine

Trocknung des zu verarbeitenden Holzes mit Hilfe eines Band- oder Trommeltrockners auf einen Endwassergehalt von 10 % erforderlich, da der Wassergehalt der Pellets ein wichtiges Qualitätsmerkmal darstellt. Anschließend werden die Rohstoffe in einer Hammermühle zerkleinert. Danach folgen die Pelletierung in der Pelletpresse und die Kühlung der produzierten Holzpellets. Die ebenfalls entstehenden Hackschnitzel werden teilweise, so die Annahme, für die Trocknung der Sägespäne eingesetzt. Zusätzlich ist für diese Bearbeitungsschritte ein Elektrizitätsbedarf von $190 \text{ kWh/t}_{\text{atro}}^6$ Pellets notwendig (vgl. Hasler und Nussbaumer 2001). Der fertige Brennstoff wird meist in Silos gelagert (Oberberger und Thek 2009; Döring 2011). Im Anschluss an die Produktion erfolgt der Vertrieb der Holzpellets an den Verbraucher, wobei die bedeutendste Form des Vertriebs die Lieferung der Holzpellets als lose Ware in Silofahrzeugen ist (Hiegl und Janssen 2009). In dieser Studie wird von einer mittleren Transportdistanz von 50 km ausgegangen.

3.1.4 Hackschnitzel – Kurzumtriebsplantagen

Da die steigende Holznachfrage zur Bioenergiebereitstellung voraussichtlich nicht allein durch zusätzliche Waldholzentnahmen gedeckt werden kann, gewinnt die Förderung und Implementierung von KUP zunehmend an Bedeutung (Hildebrandt und Ammermann 2010). Unter KUP versteht man die Bepflanzung einer landwirtschaftlichen Fläche mit schnellwachsenden Baumarten, die als Dauerkultur für 20 bis 30 Jahre genutzt werden können (Boelcke 2006). Die Bewirtschaftung erfolgt aus forstwirtschaftlicher Sicht in relativ kurzen Ernteintervallen (Umtriebszeiten) von zwei bis zehn Jahren. Aus dem auf der Fläche verbleibenden Stock treiben die Bäume nach der Ernte wieder aus (Scholz et al. 2006).

Für KUP eignen sich Baumarten, die bezogen auf kurze Erntezyklen hohe Holzerträge erzielen. Vorteilhaft ist ein in der Jugendphase rasches Wachstum, wobei die Vermehrung über Stockausschlag erfolgen sollte. Dabei muss die Pflanze über ein sicheres Anwuchsverhalten und ein hohes und nachhaltiges Stockausschlagvermögen verfügen. Darüber hinaus sollte die Pflanze im Dichtbestand konkurrenzverträglich sein und eine Resistenz gegenüber Früh- und Spätfrost sowie gegenüber biotischen Schäden aufweisen. Diese Voraussetzungen sind insbesondere bei Pappel- und Weidenarten gegeben. Robinie, Erle und Birke gehören ebenfalls zu den schnellwachsenden Baumarten, sind aber aufgrund eines geringeren Ertragsvermögens und spezifischen Standortansprüchen weniger gut geeignet als Pappeln und Weiden (Boelcke 2006).

Von insgesamt 40 Pappelarten sind in Deutschland Hybride aus den asiatischen und nordamerikanischen Balsampappeln *P. maximowiczii*, *P. trichocarpa* sowie Hybride der nordamerikanischen Schwarzpappeln *P. deltoides* für die Landwirtschaft geeignet. Diese Arten zeichnen sich durch eine einfache Vermehrung über Stecklinge, durch eine ausgeprägte Raschwüchsigkeit, durch geringe Standortansprüche, Dichtstandverträglichkeit sowie eine hohe Krankheitsresistenz aus (Scholz et al. 2006). Von den insgesamt etwa 300 Arten der Gattung Weide (*Salix*) wird die Korb- oder Hanfweide (*Salix viminalis* L.) am häufigsten im Kurzumtrieb angebaut. Des Weiteren sind die Kätzchenweide (*Salix smithiana*) und die Filzastweide (*Salix dasyclados*) geeignet (Scholz et al. 2006).

Die Bereitstellung von KUP-Holz kann in verschiedene Arbeitsschritte oder Module eingeteilt werden. Burger (2010) berücksichtigt bei der Ökobilanzierung von Hackschnitzeln von KUP die folgen-

⁶ atro = absolut trocken

den Module, die für diese Arbeit übernommen werden: Anbau, Herbizid- und Vorlaufmittelaufbringung, Pflügen, Pflanzen, Eggen, Randpflege, Beikrautregulierung, Ernte und Rekultivierung.

3.1.4.1 Maschineneinsatz und Dieselverbrauch

Die Bewirtschaftung von KUP benötigt in den oben genannten Arbeitsschritten Traktoren- und Maschineneinsatz, wobei in unterschiedlichem Maße Diesel verbraucht wird. Relevante maschinenintensive Arbeitsschritte sind unter anderem die Pappelernte und die Rekultivierung.

Die Auslegung der Aufwendungen des Maschinenbedarfs wird von Burger (2010) übernommen. Die einzelnen feldbezogenen Maßnahmen und deren Bedarf an Diesel und Arbeitskraftstunden (AKh) sind in Tab. 8.1 im Anhang aufgeführt. In der Summe beläuft sich der Dieselbedarf auf 6,4 L/ t_{atro} . Zur Berechnung der Emissionsfaktoren wurde die Offroad-Datenbank vom BAFU (Schweizer Bundesamt für Umwelt) verwendet. Die in Burger (2010) beschriebenen Traktoren wurden für die Berechnung der Vorketten durch in der Datenbank ecoinvent vordefinierte Traktoren ersetzt. Die Materialaufwendungen zur Produktion der Maschinen stammen aus Nemecek und Kägi (2007). In Anlehnung an Nemecek und Kägi (2007) wurden für die Standardtraktoren eine Lebensdauer von 7.000 h unterstellt.

3.1.4.2 Erträge, Düngemittel- und Pflanzenschutzmitteleinsatz

KUP können in so genannten Mini-, Midi- und Maxi-Rotationen betrieben werden. Die Anbauverfahren unterscheiden sich in der Länge der Umtriebszeiten und in der Bestandsdichte. Bei Mini-Rotationen erfolgt die Ernte alle zwei bis drei Jahre, was eine hohe Bestandsdichte von etwa 16.000 bis 20.000 Bäumen pro Hektar erfordert, sofern Erträge von mehr als 10 t_{atro} pro Hektar⁷ erzielt werden sollen. Bei Midi-Rotationen erfolgt die Ernte alle vier bis sechs Jahre. Demnach kann die Bestandsdichte mit 8.000 bis 12.000 Bäumen pro Hektar geringer ausfallen. Bei Maxi-Rotationen, die nur alle acht bis 20 Jahre geerntet werden, genügen 1.500 bis 3.000 Bäume pro Hektar (Röhricht 2009). In dieser Studie wird analog zu Burger (2010) von einer Umtriebszeit von fünf Jahren in sechs Rotationen ausgegangen⁸, da die durchschnittlichen Erträge pro Hektar unter diesen Bedingungen besonders hoch sind. Vereinfachend geht Burger (2010) für Pappeln und Weiden von einem Ertrag von 10 t_{atro} pro ha aus. Diese Annahme wird für die vorliegende Studie übernommen. In Versuchsplantagen in Brandenburg und Sachsen wurden zuvor Werte zwischen 0,2 und 18 t_{atro} pro ha bestimmt (vgl. Rödl 2008), sodass hier ein mittlerer Wert unterstellt wird. Die Bereitstellung der Setzlinge wird in der Bilanzierung nicht berücksichtigt, da der Anteil der Energieaufwendungen und Emissionen, die mit der Bereitstellung der Setzlinge einhergehen, sehr gering ist (vgl. Rödl 2008; Burger 2010). Ebenfalls vernachlässigt wird die Kohlenstoffspeicherung im Boden, da die Ergebnisse bislang nicht eindeutig sind (vgl. Rödl 2008) und der gespeicherte Kohlenstoff nach einer Rekultivierung zu Ackerfläche wieder freigesetzt würde.

Über die Wirkung von Düngemittelgaben bei schnellwachsenden Baumarten in KUP liegen unterschiedliche Ergebnisse vor. Insgesamt gelten die Nährstoffansprüche der Weiden- und Pappelkulturen als sehr gering (Scholz et al. 2006) und fallen wesentlich geringer aus als in der Landwirtschaft (Rödl 2008). Die bisherigen Versuchsergebnisse sind stark standortabhängig (Boelcke

⁷ Die Ertragswerte wurden in durchschnittliche jährliche Werte umgerechnet.

⁸ Die Dauer der Plantage beträgt damit insgesamt 30 Jahre.

2006). Kauter et al. (2001) und Kunst (2007, zitiert in Rödl 2008) stellten in Langzeitversuchen keine Auswirkung von Düngemittelgaben auf die Ertragsleistung fest. Der atmosphärische Stickstoffeintrag und die in tiefer gelegenen Bodenschichten gespeicherten Nährstoffvorräte scheinen in der Regel auszureichen, um Ertragseinbußen zu vermeiden (Rödl 2008). Zudem sind die Nährstoffverluste gering, da der jährliche Laubfall und das mehrjährige Verbleiben der Bäume auf der Fläche zu einem nahezu geschlossenen Nährstoffkreislauf führen (Rödl 2008). Günstig für den Nährstoffkreislauf ist auch der Erntezeitpunkt im Winter, da die in den Blättern gebundenen Nährstoffe zu diesem Zeitpunkt bereits dem Boden zurückgeführt wurden (Rödl 2008). Eine Düngung der Pflanzen wird daher in Übereinstimmung mit Burger (2010) nicht bilanziert. Burger (2010) wertete Nährstoffgehalte in den Blättern der Pflanzen aus und kam zu dem Ergebnis, dass die Nährstoffversorgung der Pappeln ohne Düngung ausreichend ist.

Im Rahmen der Bodenvorbereitung wird vor der Pflanzung ein Herbizid, in der Regel Glyphosat, ausgebracht. Der von Burger (2010) angenommene Wert von 1,44 L/ ha wird hier übernommen. Zusätzlich wird meist unmittelbar nach der Absteckung des Feldes ein Vorlaufmittel (Metamitron) mit einer Wirkstoffmenge von 1,4 L/ ha auf die Fläche ausgebracht (Burger 2010). Für die Klimawirkung von KUP sind außerdem die beim Anbau entstehenden N₂O-Emissionen relevant. Neben der Ausbringung von synthetischen oder organischen Düngemitteln verursacht auch der in Pflanzenrückständen enthaltene Stickstoff N₂O-Emissionen. Nach Burger (2010) betragen die N₂O-Emissionen aus Pflanzenrückständen 0,77 kg/ (ha*a).

Für den Transport zu den Kleinf Feuerungsanlagen wird von einer durchschnittlichen Entfernung von 10 km ausgegangen. Die Anlieferung der KUP-Hackschnitzel zum Endverbraucher soll mit Schlepper und Anhänger erfolgen (vgl. Burger 2010).

3.2 Scheitholz-Zentralheizungen

Hinsichtlich der Heizungseigenschaften wurde von einer Nennleistung der Scheitholz-Zentralheizung von 15 kW, einem Nutzungsgrad von 75 % und einer Volllaststundenzahl von insgesamt 2.100 h für die Heiz- und Brauchwasserbereitstellung ausgegangen. Bei einem durchschnittlichen Heizwert von 4,3 kWh pro kg Holz (15 % Restfeuchte) ergibt sich ein Brennstoffbedarf von 0,065 kg Holz pro MJ. Der Datensatz zu den Materialinputs und Emissionen der Zentralheizung wurde aus einer Studie von Bauer (2007) abgeleitet. Außerdem wurde die Hilfsenergie berücksichtigt, die für die Regelungstechnik und die Wasserpumpen notwendig ist. Der Hilfsstrombedarf beträgt nach Bauer (2007) bei Stückholzfeuerungen 1 % der im Brennstoff enthaltenen Energie (0,01 MJ_{el}/ MJ).

Neben der Scheitholz-Zentralheizung erfolgte eine Bilanzierung für einen Scheitholzofen, der als Zusatzheizung fungiert. Hinsichtlich der Ofeneigenschaften wurde von einer Nennleistung von 6 kW, einem Nutzungsgrad von 75 % und einer Volllaststundenzahl von insgesamt 1.000 h ausgegangen. Der Datensatz zu den Materialinputs und Emissionen wurde aus der Studie von Bauer (2007) übernommen. Bei Einzelöfen wurde in Übereinstimmung mit Bauer (2007) kein Hilfsstrombedarf berücksichtigt.

3.3 Hackschnitzel-Zentralheizung

Hinsichtlich der Heizungseigenschaften wurde von einer Nennleistung von 35 kW, einem Nutzungsgrad von 80 % und einer Volllaststundenzahl von insgesamt 2.100 h für Heiz- und Brauch-

wasserbereitstellung ausgegangen. Bei einem durchschnittlichen Heizwert von 4,3 kWh pro kg Holz (15 % Restfeuchte) ergibt sich ein Brennstoffbedarf von 0,065 kg Hackschnitzel aus Waldrestholz pro MJ beziehungsweise 0,054 kg Hackschnitzel aus KUP bei einem Heizwert von 5,1 kWh pro kg_{atro}.

Die Materialinputs für den Kessel wurden aus der Studie von Bauer (2007) abgeleitet. Außerdem wurde in Übereinstimmung mit Bauer (2007) von einem Hilfsstrombedarf von 1,5 % der im Brennstoff enthaltenen Energie (0,015 MJ_{el}/ MJ) ausgegangen. Als Heizsystem für ein Mehrfamilienhaus für Heiz- und Brauchwassererwärmung wurde ein Hackschnitzelheizwerk mit einer Nennleistung von 70 kW bilanziert. Bei 2.100 Volllaststunden pro Jahr produziert diese Anlage 147 MWh Heizwärme. Die Input- und Output-Werte wurden wiederum aus der Studie von Bauer (2007) auf die entsprechenden Kenngrößen angepasst. Der Nutzungsgrad beträgt 80 % und Hilfsstrombedarf beträgt 1,5 % der im Brennstoff enthaltenen Energie (0,015 MJ_{el}/ MJ).

3.4 Holzpellets-Zentralheizung

Hinsichtlich der Heizungseigenschaften wurde von einer Nennleistung von 15 kW, einem Nutzungsgrad von 82 % und einer Volllaststundenzahl von insgesamt 2.100 h für die Heiz- und Brauchwasserbereitstellung ausgegangen. Dies entspricht einem Heizwärmebedarf von 31,5 MWh/a. Bei einem durchschnittlichen Heizwert von 4,9 kWh pro kg Holzpellets ergibt sich ein Brennstoffbedarf von 0,057 kg Holz pro MJ. Die Materialinputs für den Kessel wurden der Studie von Bauer (2007) entnommen. Außerdem wurde in Übereinstimmung mit Bauer (2007) von einem Hilfsstrombedarf von 0,015 MJ_{el}/ MJ ausgegangen.

3.5 Hackschnitzelheizwerk

Ausschließlich wärmeerzeugende Biomasseheizwerke kommen auch in größerem Maßstab mit einer Leistung von mehreren MW_{th} zum Einsatz. Sie dienen dann zur Beheizung von mehreren Häuserblöcken über Nahwärmenetze. Im Jahr 2011 existierten in Deutschland mehr als 1.200 Biomasseheizwerke mit einer Leistung von mehr als 500 kW_{th} (BBE 2011). In dieser Studie wird ein durchschnittlich großes Biomasseheizwerk von 2.000 kW Nennleistung, ein Nutzungsgrad von 85 % sowie eine Volllaststundenzahl von 2.100 h für die Heiz- und Brauchwasserbereitstellung unterstellt. Der Hilfsstrombedarf liegt in Anlehnung an Bauer (2007) bei 0,015 MJ_{el}/ MJ.

Typische Brennstoffe sind in größeren Heizwerken ebenfalls Waldhackschnitzel oder Hackschnitzel aus Restholz. An dieser Stelle wird von einem Einsatz von Waldhackschnitzeln ausgegangen. Das heißt, die Prozessketten entsprechen denen einer Hackschnitzel-Zentralheizung. Bei einem durchschnittlichen Heizwert von 4,3 kWh pro kg Holz (15 % Restfeuchte) ergibt sich ein Brennstoffbedarf von 0,065 kg Hackschnitzel aus Waldrestholz pro MJ. Auf Grund des deutlich höheren jährlichen Hackschnitzelbedarfes von etwa 1.000 t pro Jahr wird von einer etwas höheren Transportentfernung von 30 km ausgegangen.

3.6 Vergleich der Kleinf Feuerungsanlagen und Heizwerke

Im Folgenden wird die ökologische Performance der beschriebenen Biomassekleinf Feuerungsanlagen dargestellt und mit konventionellen erdgas- beziehungsweise erdölbetriebenen Heizungskesseln verglichen. Im Text werden die Ergebnisse zu den Wirkungskategorien Treibhauseffekt, Versauerung und Eutrophierung dargestellt, da diese von besonderer Relevanz bei der energetischen

Biomassenutzung sind. Ergebnisse hinsichtlich der weiteren untersuchten Wirkungskategorien finden sich im Anhang. Tab. 3.1 stellt zunächst die technischen Kenngrößen der Anlagen gegenüber.

Tab. 3.1: Technische Kenndaten der Kleinfeuerungsanlagen

Quelle: Eigene Darstellung, Daten abgeleitet von Bauer (2007)

	Scheitholz-ZH	Scheitholzofen	Hackschnitzel-ZH	Holzpellets-ZH	Hackschnitzelheizwerk	Hackschnitzelheizwerk
Nennleistung [kW]	15	6	35	15	70	2.000
Nutzungsgrad [%]	75	75	80	82	80	85
Volllaststunden [h]	2.100	1.000	2.100	2.100	2.100	2.100
Nutzenergie [MJ]	113.400	21.600	264.600	113.400	529.200	15.120.000
Endenergie [MJ]	151.200	28.800	330.750	138.293	661.500	17.788.235
Holzbedarf [kg]	7.372 ^{a)}	1.404 ^{a)}	17.202 ^{a)} 14.303 ^{b)}	6.429 ^{a)}	34.404 ^{a)} 28.605 ^{b)}	982.979 ^{a)} 817.297 ^{b)}

^{a)} Der Bedarf an Hackschnitzeln aus Waldrestholz wurde mit einem Heizwert von 4,3 kWh pro kg (15 % Restfeuchte) und der Bedarf an Holzpellets mit einem Heizwert von 4,9 kWh pro kg.

^{b)} Der Bedarf an KUP-Hackschnitzeln wurde mit einem Heizwert von 5,1 kWh/ kg_{atro} berechnet.

Tab. 3.2 zeigt die THG-Einsparung der Biomassekleinfeuerungsanlagen im Vergleich zu dem als Referenzsystem angenommenen Mix aus Erdgas- und Heizölheizungen. Alle mit Holz- beziehungsweise Holzreststoffen betriebenen Kleinfeuerungsanlagen bringen einen Vorteil gegenüber den mit fossilen Brennstoffen betriebenen Kleinfeuerungsanlagen – sowohl Öl als auch Gas – in der Wirkungskategorie Treibhauseffekt. Werden die von Thrän et al. (2012) angegebenen Werte verwendet, so fällt die Netto-Wirkung der Biomassekleinfeuerungsanlagen günstiger aus, das heißt es werden im Vergleich zum Referenzsystem mehr CO₂-Äquivalente eingespart (vgl. Kapitel 2.4.2).

Tab. 3.2: THG-Reduktionspotenzial von holzbetriebenen Kleinfeuerungsanlagen und Heizwerken im Vergleich zum Referenzsystem (70 % Erdgas, 30 % Heizöl)

Quelle: Eigene Berechnung

	THG-Emissionen [g CO _{2e} / kWh _{th}]	Reduktion im Vergleich zum Referenzsystem (eigene Berechnung) [g CO _{2e} / kWh _{th}]	Reduktion im Vergleich zum Referenzsystem (Thrän et al. (2012)) [g CO _{2e} / kWh _{th}]
Scheitholzkessel 15 kW	23	267	287
Hackschnitzel 35 kW	43	247	267

	THG-Emissionen [g CO _{2e} / kWh _{th}]	Reduktion im Vergleich zum Referenzsystem (eigene Berech- nung) [g CO _{2e} / kWh _{th}]	Reduktion im Vergleich zum Referenzsystem (Thrän et al. (2012)) [g CO _{2e} / kWh _{th}]
Hackschnitzel 70 kW	35	255	274
KUP-Hackschnitzel 35 kW	47	243	262
KUP-Hackschnitzel 70 kW	41	250	269
Holzpelletkessel 15 kW	99	191	211
Scheitholzofen 6 kW	225	65	85
Hackschnitzel 2000 kW	40	250	270
KUP-Hackschnitzel 2000 kW	44	246	266

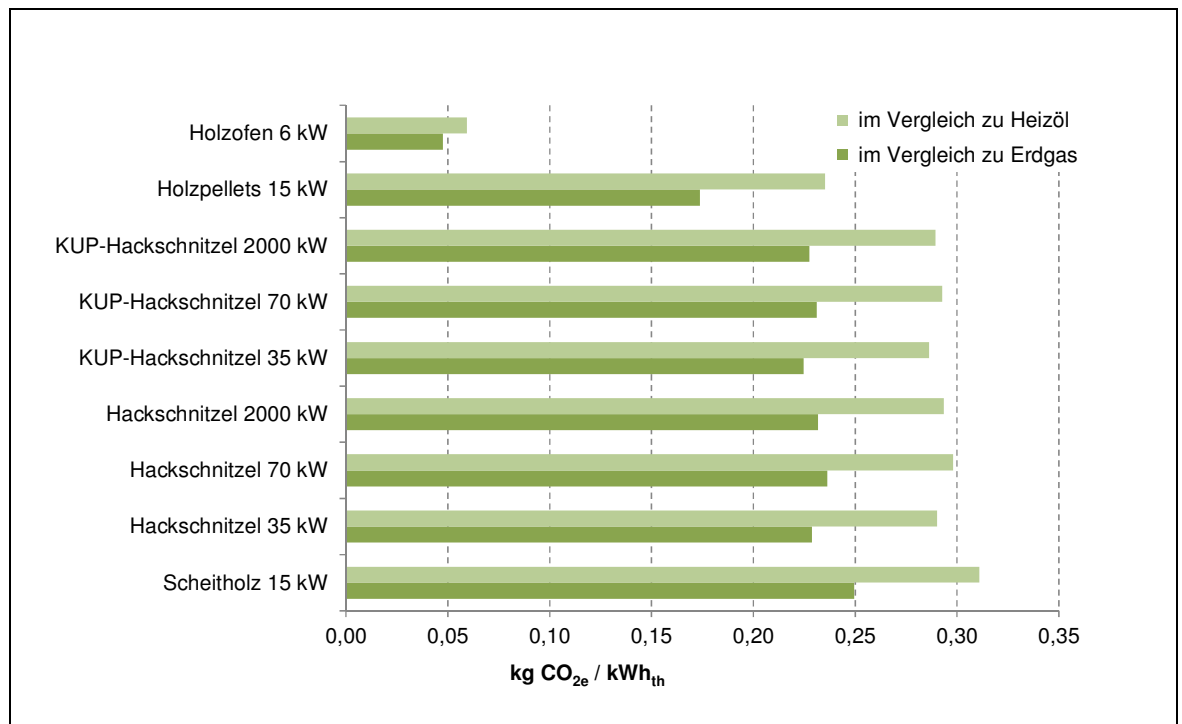


Abb. 3.1: THG-Reduktionspotenzial von holzbetriebenen Kleinfeuerungsanlagen

Das THG-Reduktionspotenzial ist dargestellt im Vergleich zu erdgas- und heizölbetriebenen Kleinfeuerungsanlagen.

Der Vergleich der Biomassekleinfeuerungsanlagen mit einzelnen Erdgas- und Heizöl-Zentralheizungen gleicher Leistung wie Biomassekleinfeuerungsanlagen zeigt, dass die Substitution von Heizöl-Zentralheizungen im Vergleich zur Substitution von Erdgas-Zentralheizungen die

größere Einsparung an CO₂-Äquivalenten erbringt (s. Abb. 3.1). Dies ist darauf zurückzuführen, dass das Heizen mit Heizöl mit deutlich höheren Emissionen einhergeht als das mit Erdgas. Im Vergleich der verschiedenen Biomassekleinfeuerungsanlagen untereinander erzielt der Einsatz von Scheitholzöfen die geringste THG-Einsparung, da neben dem zusätzlichen Ofen alle Komponenten einer Erdgas- oder Heizölzentralheizung vorgehalten werden müssen. Scheitholz-, Waldrestholz-Hackschnitzel- und KUP-Hackschnitzel-Zentralheizungen führen zu einer ähnlich hohen THG-Einsparung von 80 % bis 90 % im Vergleich zu Erdgas- oder Heizölzentralheizungen. Geringfügig schlechter schneiden Holzpellets ab, da die Pellettierung energieaufwendiger ist, konkret einen höheren Strombedarf aufweist, als die Hackschnitzelbereitstellung.

Hinsichtlich der Wirkungskategorie Versauerungspotenzial werden die Unterschiede zwischen erdgas- und heizölbetriebenen Zentralheizungen noch deutlicher. Geht man zunächst davon aus, dass die Biomassekleinfeuerungsanlagen im Durchschnitt einen Mix von 70 % Erdgaszentralheizungen und 30 % Heizölzentralheizungen verdrängen, so weisen die Biomassekleinfeuerungsanlagen ein sehr ähnliches Versauerungspotenzial auf wie das Referenzsystem (s. Tab. 3.3). Ein separater Vergleich mit Erdgaszentralheizungen und Heizölzentralheizungen zeigt jedoch, dass Biomassekleinfeuerungsanlagen ein deutlich höheres Versauerungspotenzial aufweisen als Erdgaszentralheizungen und ein deutlich geringeres als Heizölzentralheizungen (s. Abb. 3.2).

Tab. 3.3: Versauerungspotenzial von holzbetriebenen Kleinfeuerungsanlagen und Heizwerken im Vergleich zum Referenzsystem (70 % Erdgas, 30 % Heizöl)

Quelle: Eigene Berechnung

	SO _{2e} -Emissionen [g SO _{2e} / kWh _{th}]	Reduktion im Vergleich zum Referenzsystem (eigene Berechnung) [g SO _{2e} / kWh _{th}]	Reduktion im Vergleich zum Referenzsystem (Thrän et al. (2012)) [g SO _{2e} / kWh _{th}]
Scheitholzkessel 15 kW	0,36	0,02	-0,11
Hackschnitzel 35 kW	0,39	-0,01	-0,14
Hackschnitzel 70 kW	0,37	0,01	-0,12
KUP-Hackschnitzel 35 kW	0,37	0,01	-0,12
KUP-Hackschnitzel 70 kW	0,36	0,02	-0,11
Holzpelletkessel 15 kW	0,54	-0,15	-0,28
Scheitholzofen 6 kW	0,29	0,09	-0,04
Hackschnitzel 2000 kW	0,45	-0,06	-0,19
KUP-Hackschnitzel 2000 kW	0,43	-0,05	-0,18

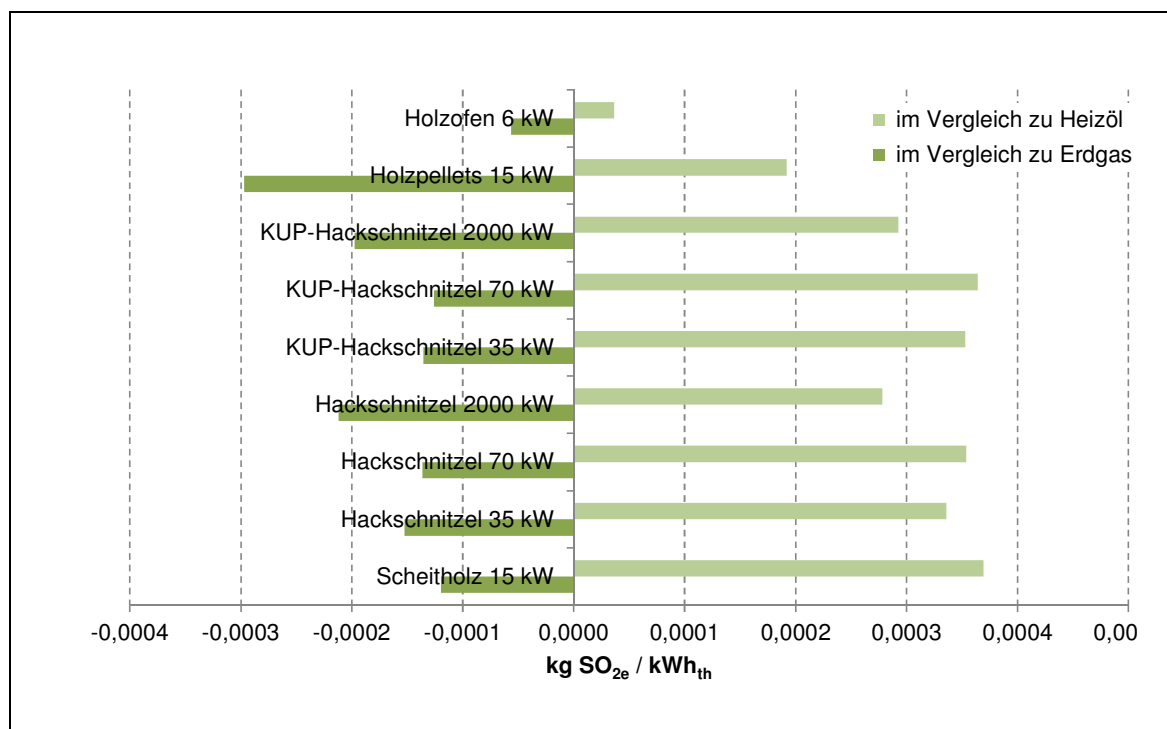


Abb. 3.2: Versauerungs-Reduktionspotenzial von holzbetriebenen Kleinfeuerungsanlagen

Das Versauerungs-Reduktionspotenzial ist dargestellt im Vergleich zu erdgas- und heizölbetriebenen Kleinfeuerungsanlagen.

Nachteilige ökologische Effekte treten in der Kategorie Eutrophierung sowohl im Vergleich zur Nutzung von Erdgas als auch von Heizöl auf (s. Abb. 3.3 und Tab. 3.4). Grund hierfür sind bei der Verbrennung von Holz freigesetzte Stickstoffoxide (Lasselsberger o.J.), die eine saure und eutrophierende Wirkung haben. Im Vergleich zu erdgasbetriebenen Zentralheizungen fällt der negative Effekt noch deutlicher aus als im Vergleich zu heizölbetriebenen Zentralheizungen. Geringfügige positive Effekte ergeben sich beim Ozonzerstörungspotenzial und beim Ozon bildenden Potenzial.

Tab. 3.4: Eutrophierungspotenzial von holzbetriebenen Kleinfeuerungsanlagen und Heizwerken im Vergleich zum Referenzsystem (70 % Erdgas, 30 % Heizöl)

Quelle: Eigene Berechnung

	PO ₄ ³⁻ -Emissionen [g PO ₄ ³⁻ / kWh _{th}]	Reduktion im Vergleich zum Referenzsystem (eigene Berechnung) [g PO ₄ ³⁻ / kWh _{th}]
Scheitholzkessel 15 kW	0,14	-0,07
Hackschnitzel 35 kW	0,19	-0,13
Hackschnitzel 70 kW	0,18	-0,12

	PO_4^{3-} -Emissionen [g PO_4^{3-} / kWh _{th}]	Reduktion im Vergleich zum Referenzsystem (eigene Berechnung) [g PO_4^{3-} / kWh _{th}]
KUP-Hackschnitzel 35 kW	0,19	-0,12
KUP-Hackschnitzel 70 kW	0,18	-0,12
Holzpelletkessel 15 kW	0,30	-0,23
Scheitholzofen 6 kW	0,08	-0,01
Hackschnitzel 2000 kW	0,19	-0,13
KUP-Hackschnitzel 2000 kW	0,19	-0,13

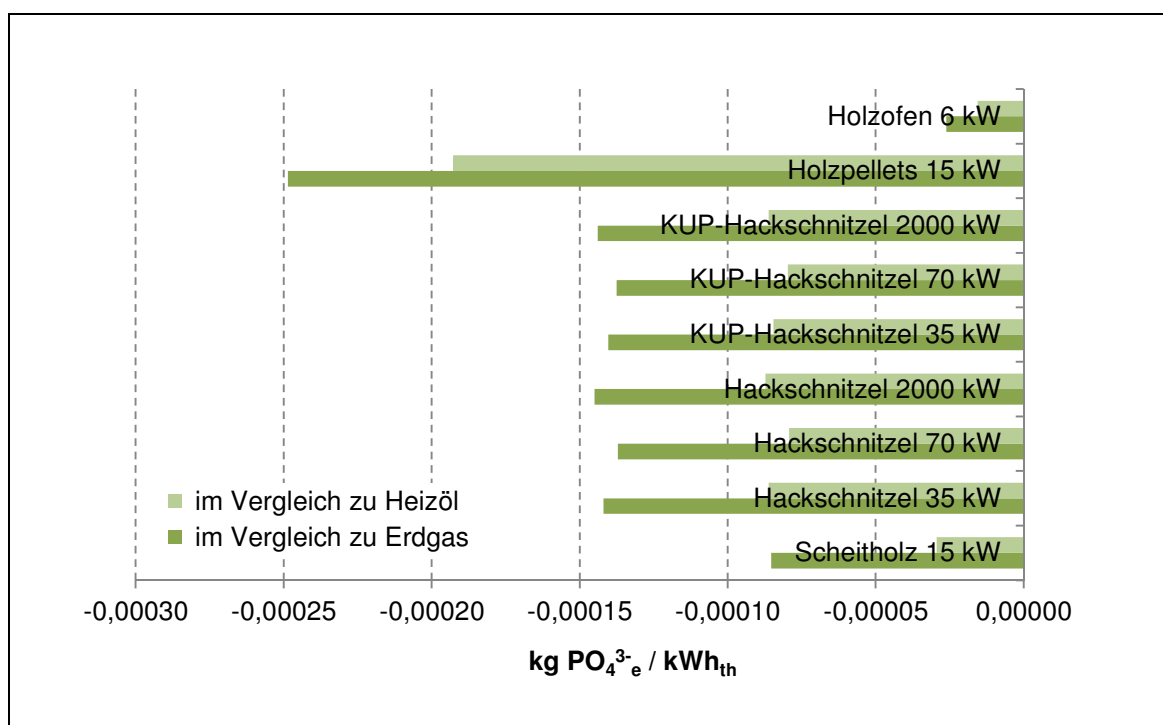


Abb. 3.3: Eutrophierungs-Reduktionspotenzial von holzbetriebenen Kleinf Feuerungsanlagen

Das Eutrophierungs-Reduktionspotenzial ist dargestellt im Vergleich zu erdgas- und heizölbetriebenen Kleinf Feuerungsanlagen.

4 Ökologischer Vergleich Großfeuerungsanlagen

Die meisten elektrizitätserzeugenden Anlagen zur Nutzung biogener Festbrennstoffe im deutschen Anlagenbestand liegen im Leistungsbereich von 0,5 bis 5 MW_{el} (DBFZ und TLL 2010b). Nur in einem sehr kleinen Anteil von weniger als 5 % der durch das Deutsche BiomasseForschungsZentrum erfassten Anlagen wird ausschließlich Strom erzeugt. Mehrheitlich handelt es sich also um Anlagen mit Kraft-Wärme-Kopplung (DBFZ und TLL 2010b). Aufgrund gestiegener Brennstoffpreise ist ein kostendeckender Betrieb von ausschließlich stromerzeugenden Anlagen nicht mehr möglich. Anlagenplaner versuchen daher, die Wirtschaftlichkeit durch eine hohe Wärmeauskopplung, den Einsatz speziell geförderter Technologien und der Nutzung von ausschließlich Wald(rest)holz und Landschaftspflegeholz zu verbessern, um einen EEG-Bonus zu erhalten (DBFZ und TLL 2010b).

Die Stromerzeugung und Wärmeauskopplung auf Basis der Biomasseverbrennung erfolgt nach dem derzeitigen Entwicklungsstand nach dem Dampfkraftprozess mit einer Dampfturbine oder nach dem ORC-Prozess. In ORC-Anlagen werden organische Flüssigkeiten mit einer niedrigeren Verdampfungstemperatur als Wasser verwendet. Bislang ist vor allem der Dampfkraftprozess praxiserprobt und am Markt etabliert (DBFZ und TLL 2010b), aber auch ORC-Anlagen haben die Marktreife erlangt. Dampfturbinenanlagen sind etwa ab einer Leistung von 2 MW_{el} wirtschaftlich einsetzbar, ORC-Anlagen weisen gerade im kleinen Leistungsbereich wirtschaftliche Vorteile auf. Ende des Jahres 2010 waren nach dem Kenntnisstand des DBFZ 79 ORC-Anlagen in Deutschland in Betrieb, wobei die Zubaurate vergleichsweise hoch war. Das Leistungsspektrum von ORC-Anlagen liegt zwischen 0,3 und 3,1 MW_{el} (DBFZ und TLL 2010b).

In dieser Studie werden sowohl eine Dampfturbinen- als auch eine ORC-Anlage bilanziert. Als Brennstoff werden jeweils Hackschnitzel aus Waldrestholz unterstellt. Die Prozessketten entsprechen denen einer Hackschnitzel-Zentralheizung.

4.1 Hackschnitzel HKW (Dampfturbine und ORC)

Für die Bilanzierung wurden zwei Biomasse-Heizkraftwerke (HKW), Dampfturbine und ORC, in Anlehnung an die KWK-Anlagen von Bauer (2007) gewählt. Einige Parameter wurden jedoch geändert, um einen höheren Anteil der Stromproduktion an der Gesamtenergieproduktion berücksichtigen zu können. Die Emissionen bei der Verbrennung sowie die Aufwendung an Betriebsstoffen wurden durch Extrapolation ermittelt. Für die ORC-Anlage geht Bauer (2007) vereinfachend bei allen Aufwendungen in Form von Material und Energie von 20 % geringeren Werten aus. Die Material- und Energieinputs der beiden Anlagen sind im Anhang in Kapitel 8.3 zu finden. Tab. 4.1 führt die technischen Kenndaten der Anlagen auf.

Da sowohl Elektrizität als auch Wärme als Produkte entstehen, muss eine Allokation der Umweltwirkungen auf beide Produkte erfolgen (siehe Kapitel 2). Bei den Gebäuden wird in Anlehnung an Bauer (2007) von einer Lebensdauer von 80 Jahren, bei der restlichen Infrastruktur von einer Lebensdauer von 20 Jahren, ausgegangen.

Tab. 4.1: Technische Kenndaten des HKW mit Dampfturbine und der ORC-Anlage
Quelle: Eigene Darstellung

	Dampfturbine	ORC Anlage
Feuerungswärmeleistung [kW]	7.090	1.725
elektrische Leistung [kW_{el}]	1.400	335
thermische Leistung [kW_{th}]	4.200	1.005
elektrische Volllaststunden [h_{el}]	6.000	6.000
thermische Volllaststunden [h_{th}]	6.000	6.000
gesamte Elektrizitätserzeugung [kWh_{el}/a]	8.400.000	2.010.000
gesamte Wärmeerzeugung [MJ_{th}/a]	25.200.000	6.030.000
Holzverbrauch [t_{atro}]	8.461	2.058
Gesamtwirkungsgrad [%]	79,0	77,7
Elektrischer Wirkungsgrad η_{el}	0,20	0,19
Thermischer Wirkungsgrad η_{th}	0,59	0,58
C_{Anlage} (bei 100% Wärmenutzung)	0,41	0,40
Allokation Elektrizität	0,48	0,48
Allokation Wärme	0,52	0,52

4.2 Vergleich der Großfeuerungsanlagen

Das Holzheizkraftwerk (Dampfturbine), welches eine höhere Leistung aufweist als die ORC-Anlage, schneidet in allen Wirkungskategorien etwas besser ab als die ORC-Anlage (Tab. 4.2). Das bessere Abschneiden der Dampfturbine lässt Bauer (2007) zufolge jedoch nicht auf technologische Vor- oder Nachteile schließen. Vielmehr sind die Unterschiede den Verbrennungseigenschaften der jeweiligen Kessel geschuldet (Bauer 2007). GEMIS⁹ enthält ebenfalls Datensätze zur Bilanzierung von Holzheizkraftwerken, basierend auf Dampfturbinen und ORC. Beide Anlagen weisen eine elektrische Leistung von 0,8 MW_{el} auf. Hier schneiden die größeren Dampfturbinen eben-

⁹ Globale Emissions-Modell integrierter Systeme: www.iinas.org/gemis-de.html

falls etwas günstiger ab. In der Studie von IER et al. (2004) weist die Dampfturbinen-Technologie ebenfalls in nahezu allen Wirkungskategorien etwas günstigere Werte auf. König (2009) dagegen weist darauf hin, dass die erreichbaren Gesamtwirkungsgrade der ORC-Technologie höher liegen als bei konventionellen Dampfturbinen. Allerdings kommen die dadurch möglichen ökologischen Vorteile nur dann zum Tragen, wenn die anfallende Wärme nahezu vollständig genutzt wird, was aufgrund saisonaler Schwankungen in der Nachfrage selten der Fall ist. Insgesamt bestätigt König (2009) damit die verhältnismäßig geringen Unterschiede zwischen Dampfturbinen- und ORC-Technologie.

Tab. 4.2: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für Strom und Wärme bereitgestellt durch ein mit Hackschnitzeln betriebenes HKW mit Dampfturbine und eine ORC-Anlage (60 % Wärmenutzung)

Quelle: Eigene Berechnung

	Einheit	Dampfturbine [pro kWh _{el}]	ORC [pro kWh _{el}]	Dampfturbine [pro kWh _{th}]	ORC [pro kWh _{th}]
Versauerung	g SO _{2e}	0,44	0,98	0,16	0,35
Eutrophierung	g PO ₄ ³⁻ _e	0,17	0,26	0,060	0,091
THG-Effekt (GWP 100)	g CO _{2e}	40	50	14	18
Abbau der Ozon- schicht (ODP)	g CFC-11 _e	0,0000062	0,0000068	0,0000022	0,0000024
Photochemische Oxidation	g C ₂ H _{4e}	0,013	0,021	0,0045	0,0074

Als Referenzsystem der Wärmebereitstellung wurde von einem Mix von 70 % mit Erdgas und 30 % mit Heizöl betriebenen Zentralheizungen ausgegangen. Als Referenzsysteme der Strombereitstellung wird im Sinne der Marginalbetrachtung ein Elektrizitätsmix von 50 % Erdgas-GuD- und 50 % Steinkohlekraftwerken unterstellt (s. Kapitel 2.4.1 und 2.4.2).

Im Vergleich zu den Referenzsystemen für Elektrizität und Wärme werden durch die energetische Nutzung von Hackschnitzeln in Großfeuerungsanlagen THG-Emissionen eingespart. Werden in Großfeuerungsanlagen anstatt Hackschnitzel aus Waldrestholz solche aus KUP verwendet, so fällt die THG-Reduktion im Vergleich zum Referenzsystem geringer aus (s. Tab. 4.3), da für den KUP-Anbau höhere Energieaufwendungen erforderlich sind als bei der Bereitstellung von Hackschnitzeln aus Waldrestholz.

Der Nutzungsgrad der produzierten Wärme wirkt sich ebenfalls auf die Umweltbewertung aus. Denn je höher der Nutzungsgrad der produzierten Wärme ausfällt, desto geringer ist der Anteil der THG-Emissionen, die der erzeugten Elektrizität zugeschrieben wird. Das heißt, die THG-Einsparung pro elektrischer Kilowattstunde fällt bei hohem Wärmenutzungsgrad höher aus als bei geringem Wärmenutzungsgrad (s. Abb. 4.1). Die absolute THG-Reduktion gegenüber der Referenz-Elektrizitäts- und Wärmeerzeugung fällt bei hohem Wärmenutzungsgrad der KWK-Anlage selbstverständlich deutlich höher aus als bei geringem Wärmenutzungsgrad.

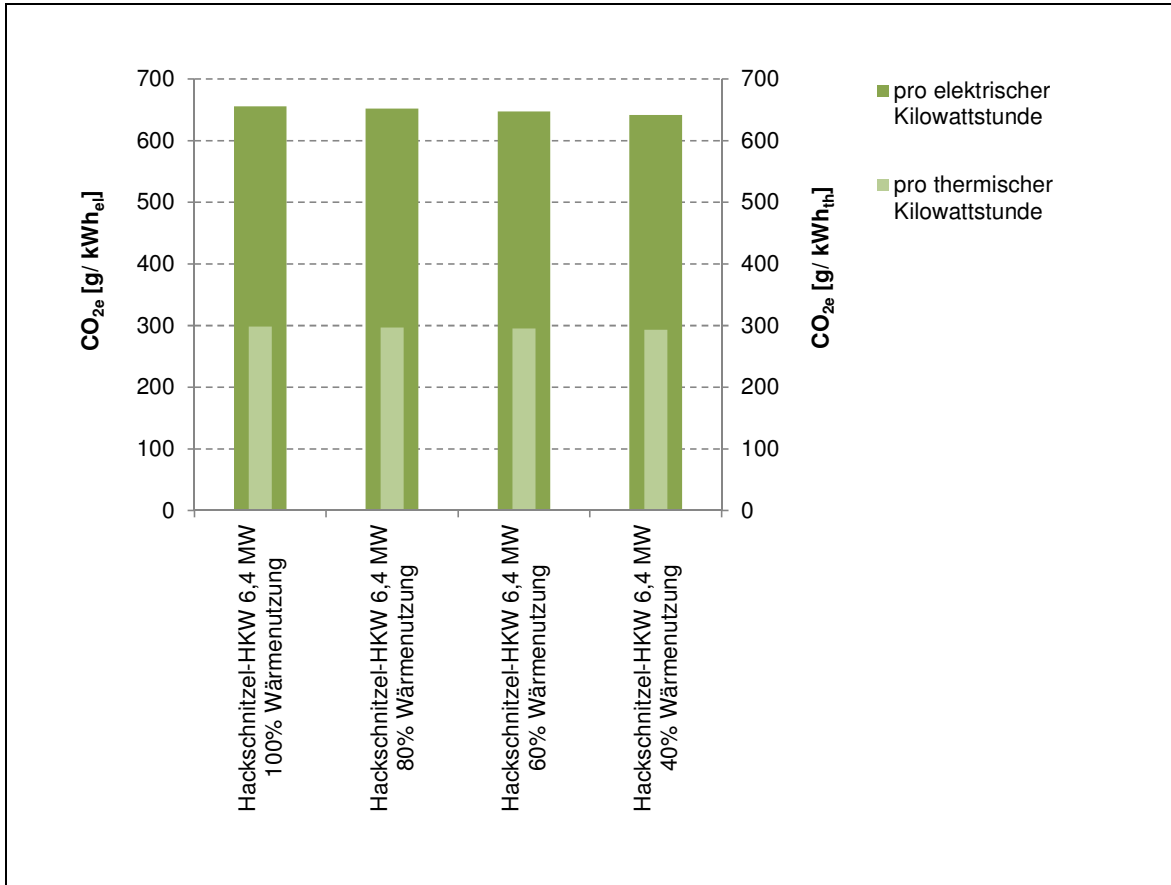


Abb. 4.1: THG-Einsparung im Vergleich zu den Referenzsystemen Wärme und Strom
 Die Werte für die Referenzsysteme wurden basierend auf den Daten zum Kraftwerkspark von Thrän et al. (2012) selbst berechnet.

Tab. 4.3: THG-Reduktionspotenzial von holzbetriebenen Großfeuerungsanlagen (60 % Wärmenutzung) im Vergleich zum Referenzsystem Elektrizität und Wärme (70 % Erdgas, 30 % Heizöl)

Quelle: Eigene Berechnung

	Reduktion im Vergleich zum Referenzsystem (eigene Berechnung)	Reduktion im Vergleich zum Referenzsystem (Thrän et al. (2012))
<i>Elektrizität</i>	[g CO _{2e} / kWh _{el}]	[g CO _{2e} / kWh _{el}]
Dampfturbine	648	587
ORC	637	577
Dampfturbine KUP	624	564
ORC KUP	613	553

	Reduktion im Vergleich zum Referenzsystem (eigene Berechnung)	Reduktion im Vergleich zum Referenzsystem (Thrän et al. (2012))
<i>Wärme</i>	[g CO _{2e} / kWh _{th}]	[g CO _{2e} / kWh _{th}]
Dampfturbine	276	295
ORC	272	292
Dampfturbine KUP	268	287
ORC KUP	264	283

In den Wirkungskategorien Versauerung und Eutrophierung schneidet die Energiebereitstellung aus einem mit Hackschnitzeln aus Waldrestholz betriebenen HKW (Dampfturbine) ebenfalls tendenziell besser ab als die der Referenzsysteme. Bei der beispielhaften ORC-Anlage sind jedoch höhere SO_{2e}- und PO_{4³⁻e-Emissionen festzustellen (s. Tab. 4.4 und Tab. 4.5), sodass diese Technologie im Vergleich zu den Referenzsystemen schlechter abschneidet.}

Tab. 4.4: Versauerungspotenzial von holzbetriebenen Großfeuerungsanlagen (60 % Wärmenutzung) im Vergleich zum Referenzsystem Elektrizität und Wärme (70 % Erdgas, 30 % Heizöl)

Quelle: Eigene Berechnung

	Reduktion im Vergleich zum Referenzsystem (eigene Berechnung)	Reduktion im Vergleich zum Referenzsystem (Thrän et al. (2012))
<i>Elektrizität</i>	[g SO _{2e} / kWh _{el}]	[g SO _{2e} / kWh _{el}]
Dampfturbine	0,50	0,24
ORC	-0,04	-0,29
Dampfturbine KUP	0,51	0,26
ORC KUP	0,02	-0,28
<i>Wärme</i>	[g SO _{2e} / kWh _{th}]	[g SO _{2e} / kWh _{th}]
Dampfturbine	0,22	0,10
ORC	0,03	-0,09

	Reduktion im Vergleich zum Referenzsystem (eigene Berechnung)	Reduktion im Vergleich zum Referenzsystem (Thrän et al. (2012))
Dampfturbine KUP	0,23	0,10
ORC KUP	0,04	-0,09

Tab. 4.5: Eutrophierungspotenzial von holzbetriebenen Großfeuerungsanlagen (60 % Wärmenutzung) im Vergleich zum Referenzsystem Elektrizität und Wärme (70 % Erdgas, 30 % Heizöl)

Quelle: Eigene Berechnung

	Reduktion im Vergleich zum Referenzsystem (eigene Berechnung)
<i>Elektrizität</i>	[g PO ₄ ³⁻ / kWh _{el}]
Dampfturbine	0,32
ORC	0,24
Dampfturbine KUP	0,32
ORC KUP	0,23
<i>Wärme</i>	[g PO ₄ ³⁻ / kWh _{th}]
Dampfturbine	0,005
ORC	-0,027
Dampfturbine KUP	0,002
ORC KUP	-0,029

In den Wirkungskategorien Stratosphärischer Ozonabbau und Photochemische Oxidation schneidet die Energiebereitstellung aus den mit Holz betriebenen Großfeuerungsanlagen tendenziell besser ab als die der Referenzsysteme (s. Tab. 8.7 und Tab. 8.8 im Anhang).

5 Ökologischer Vergleich Biogasanlagen

Biogas weist gegenüber anderen Bioenergieträgern den Vorteil auf, dass es vielfältige Nutzungsmöglichkeiten wie die gekoppelte Strom- und Wärmeerzeugung oder die Aufbereitung zu Biomechan und Einspeisung in das Erdgasnetz aufweist. Aufbereitet zu Methan ist der Energieträger auch als Kraftstoff einsetzbar (Kaltschmitt et al. 2009). Ein weiterer Vorteil entsteht dadurch, dass Biogas verhältnismäßig einfach und kostengünstig speicherbar ist¹⁰.

Der Biogasanlagenbestand in Deutschland wurde seit dem Inkrafttreten des EEG im Jahr 2000 kontinuierlich ausgebaut. Innerhalb der Stromerzeugung aus Biomasse verzeichnen Biogasanlagen mit einer Steigerung von 445 GWh_{el} im Jahr 2000 auf rund 12.800 GWh_{el} im Jahr 2010 das größte Wachstum. Damit deckten Biogasanlagen im Jahr 2010 etwa 12,6 % der Strombereitstellung aus erneuerbaren Energien ab (BMU 2011).

Die bestehenden Biogasanlagen unterscheiden sich deutlich hinsichtlich der Leistungsklassen, der technischen Konstruktionsweisen sowie der verwendeten Substrate. Ein Unterscheidungsmerkmal ist die Prozessführung beziehungsweise die Milieubedingung im Fermenter. Grundsätzlich existieren Nass- und Trockenfermentationsanlagen, die sich im Wasser- und Nährstoffgehalt der verwendeten Substrate unterscheiden (FNR 2010a). Im Biogasanlagenbestand ist die Nassfermentation mit 91 % die am häufigsten eingesetzte Verfahrenstechnik (DBFZ und TLL 2010b), weshalb in dieser Studie die Trockenfermentation nicht weiter betrachtet wird.

Eine Betrachtung der Vergütungsstrukturen im Jahr 2010 zeigt, dass ein Großteil der Biogasanlagen-Betreiber in Deutschland sowohl den Bonus für nachwachsende Rohstoffe (NawaRo) als auch den Gülle-Bonus erhielt. Gülle und NawaRo sind damit die am häufigsten genutzten Biogassubstrate. Massenbezogen ist für die Verteilung dieser beiden Biogassubstrate ein ungefähres Gleichgewicht zu erkennen. Bei einer Unterscheidung nach Energiebereitstellung verschiebt sich die Verteilung deutlich hin zu den NawaRo (DBFZ und TLL 2010b), da Gülle pro Masseneinheit merklich geringere Biogaserträge erzielt. NawaRo tragen bei Unterscheidung nach Energiebereitstellung zu 80 % zur Biogasgewinnung bei, das heißt die heutige Biogasbereitstellung beruht maßgeblich auf NawaRo. Somit sind rund 1.840 MW_{el} der Ende 2010 zur Stromerzeugung in Deutschland installierten 2.300 MW_{el} auf den Einsatz von NawaRo zurückzuführen. Die energetische Güllenutzung in deutschen Biogasanlagen deckt trotz des hohen Massenanteils von 45 % lediglich 11 %, entsprechend 253 MW_{el}, der Energiebereitstellung aus Biogas ab (DBFZ und TLL 2010b).

Innerhalb des NawaRo-Mixes dominiert Mais mit einem massenbezogenen Anteil von 76 %. Rechnet man die Anteile an Mais, Grassilage und Getreidekorn- sowie Getreide-GPS zusammen, so ergibt sich ein Anteil von 98 % der in Deutschland eingesetzten NawaRos (vgl. DBFZ und TLL 2010b). Neue, jedoch zum Teil noch in Erprobung befindliche Pflanzen wie verschiedene Hirsearten oder die durchwachsene Silphie finden zwar in der Fachwelt reges Interesse, sind jedoch im Kontext des gesamtdeutschen Substrateinsatzes – wie auch die mit lediglich 1 % vertretenen Zuckerrüben – noch nicht als relevant zu bezeichnen (DBFZ und TLL 2010b). Getreidekörner werden

¹⁰ Die folgende Beschreibung des Anlagenausbaus und der Prozessketten der Biogaserzeugung sind in Teilen der Bachelorarbeit von Dirk Lorig entnommen, die am IÖW betreut wurde (s. Lorig 2011).

FNR (2010a) zufolge zumeist als Ergänzungssubstrat für die „Feinsteuerung der Biogaserzeugung“ verwendet, wobei die Art des Getreides als unwesentlich erachtet wird.

Der Landschaftspflegebonus wurde im Jahr 2010, ähnlich wie in den vorherigen Jahren, kaum in Anspruch genommen (DBFZ und TLL 2010). Es ist zwar möglich, dass ein nennenswerter Anteil der in Biogasanlagen eingesetzten Grassilage aus Landschaftspflegematerial stammt, der Anteil jedoch nicht ausreicht, um den Bonus zu erhalten. Allerdings ist es wahrscheinlicher, dass es sich hauptsächlich um Grassilage aus der Landwirtschaft handelt. Hinsichtlich des Einsatzes von Grassilage wird daher die Annahme getroffen, dass es sich in der Regel um Anbau-Biomasse aus zielgerichteter, intensiver Landwirtschaft handelt.

Was die Leistung der Anlagen angeht, so liegt die Mehrheit der Biogasanlagen in Deutschland in der Leistungsklasse zwischen 70 und 500 kW_{el} (DBFZ und TLL 2010). Die durchschnittliche Anlagenleistung aller in Betrieb befindlichen Biogasanlagen lag Ende des Jahres 2011 bei etwa 396 kW_{el} (DBFZ und TLL 2012). Nur wenige Anlagen weisen eine Leistung von mehr als einem MW_{el} auf. In der Bilanzierung wurden Anlagen mit einer Leistung von 150 kW_{el}, 500 kW_{el} und 1.000 kW_{el} berücksichtigt. Tab. 5.1 führt die technischen Kennwerte auf.

Tab. 5.1: Kenngrößen der betrachteten Biogasanlagen

Quelle: Eigene Berechnung nach KTBL (2009, 191 ff.)

	Klein	Mittel	Groß
Feuerungswärmeleistung [kW]	417	1.316	2.500
Elektrische Nennleistung [kW _{el}]	150	500	1000
Volllaststunden [h]	7.000	7.000	7.000
Gesamte Elektrizitätserzeugung [kWh _{el} / a]	1.050.000	3.500.000	7.000.000
Gesamte Wärmeenergieerzeugung [kWh _{th} / a]	1.225.000	3.960.526	7.350.000
Eigenstromverbrauch [%]	7,8	7,8	7,8
Gesamtwirkungsgrad [%]	78	81	82
Elektrischer Wirkungsgrad η_{el}	0,36	0,38	0,40
Thermischer Wirkungsgrad η_{th}	0,42	0,43	0,42

5.1 Bereitstellung der NawaRo

Zahlreiche Energiepflanzen und Reststoffe kommen als Substrate für Biogasanlagen in Frage. Die in Deutschland am häufigsten eingesetzten Substrate sind Mais, Getreide und Gras von Dauergrünlandflächen. Darüber hinaus werden derzeit Alternativen wie Zuckerrüben, durchwachsene Silphie, Blumen- und Staudenmischungen sowie kommunaler Grünschnitt als Biogassubstrate un-

tersucht und auch bereits eingesetzt. Da sie vielversprechende Ergebnisse aufzeigen, werden sie in der vorliegenden Arbeit als potenzielle Biogassubstrate berücksichtigt.

Der Einsatz von Blumen- und Staudenmischungen in Biogasanlagen ist dabei noch verhältnismäßig neu, sodass Risiken wie eine mögliche Auswilderung oder Einkreuzung diskutiert werden. Im Rahmen der Erforschung werden diese Risiken jedoch durch Ausschluss von als riskant eingestuft Arten minimiert. Außerdem stehen die Versuchsflächen unter Dauerbeobachtung, um eine unkontrollierte Selbstaussaat oder Verwilderung frühzeitig zu erkennen (Kuhn und Vollrath 2009).

5.1.1 Maschineneinsatz und Dieserverbrauch

Für den Energiepflanzenanbau wird ein konventionelles Anbau- und Erntesystem unterstellt. Die Auslegung der Aufwendungen des Maschinenbedarfs in den Produktionsverfahren Mais, Getreide und Gras von Dauergrünland wird von KTBL (2006) übernommen. Die einzelnen feldbezogenen Maßnahmen und deren Bedarf an Diesel und Arbeitskraftstunden ergibt sich aus den Angaben in KTBL (2006), wobei die folgenden Annahmen zugrunde gelegt wurden:

- Anbau und Ernte als Ganzpflanzensilage,
- 20 ha Schlag,
- mittlerer Ertrag,
- mittelschwerer Boden,
- wendende Bewirtschaftung.

In der Summe belaufen sich die Arbeitskraftstunden und der Dieselbedarf auf die in Tab. 5.2 angegebenen Werte. Die Angaben für den Anbau der durchwachsenden Silphie und die Blumenmischung wurden aufgrund fehlender Messwerte durch die Autorinnen geschätzt. Die aufwändigsten und Kraftstoff zehrendste Arbeitsschritte bei der Kultivierung der Silphie sind vermutlich das Hacken im Anpflanzjahr zur Unkrautbekämpfung und die jährlich erfolgende Ernte. Insgesamt lässt sich die mehrjährige Pflanze mindestens zehn Jahre lang beernten (FNR o.J.). Zur Berechnung der Emissionsfaktoren für den Dieseleinsatz wurde die Offroad-Datenbank des BAFU¹¹ verwendet.

Tab. 5.2: Arbeitskraftstunde (AKh) und Dieselbedarf im Energiepflanzenanbau

Quelle: KTBL (2006), Silphie, Blumenmischung: Schätzwert

	Zeit [AKh/ t FM]	Diesel [l/ t FM]
Mais GPS	0,18	1,99
Getreide GPS	0,13	2,01
Zuckerrübe	0,06	1,25
Silphie	0,15	1,00

¹¹ <http://www.bafu.admin.ch/luft/00596/06906/offroad-daten/index.html?lang=de>

	Zeit [AKh/ t FM]	Diesel [l/ t FM]
Dauergrünland	0,25	3,23
Blumenmischung	0,15	1,00

Die im jeweiligen Produktionsverfahren von KTBL (2006) angesetzten Traktoren wurden für die Berechnung der Vorketten durch in der Datenbank ecoinvent vordefinierte Traktoren ersetzt. Die Materialaufwendungen zur Produktion der Maschinen stammen aus Nemecek und Kägi (2007). In Anlehnung an Nemecek und Kägi (2007) wurden eine Lebensdauer von 7.000 h und ein Gewicht von 3.000 kg für einen Standardtraktor unterstellt.

5.1.2 Erträge, Düngemittel- und Pflanzenschutzmitteleinsatz

Die erzielten Ernteerträge und die Aufwendungen in Form von Mineraldünger sind wichtige Parameter für die Bilanzierung der Biomassebereitstellung.

Mais weist mit einem mittleren Hektarertragsniveau von 50 t FM bei einem Trockenmassegehalt (TM) von 35 % (KTBL 2009) verhältnismäßig hohe hektarbezogene Erträge auf. Dabei ist es gängige Praxis, die gesamte Pflanze zu ernten. Die FNR (2010a) gibt einen etwas geringeren, mittleren Ertrag von 45 t FM/ ha an. Das Ernteverfahren des Getreides entspricht dem der Maissilage. Auch hier werden die gesamten Pflanzen vom Halm gehäckselt und nach dem Transport einsiliert. Die Frischmasseerträge sind ebenfalls standortspezifisch und liegen bei 40 t FM/ ha bei einem Trockenmassegehalt von 35 % (KTBL 2009). In der Bilanzierung werden die durch das KTBL (2009) angegebenen mittleren Hektarerträge angenommen.

Als Alternative zu Mais und Getreide wurden in der Bilanzierung Zuckerrüben, die durchwachsende Silphie und eine Blumen- und Staudenmischung betrachtet. Die Zuckerrübe ergibt mit 55 t FM/ ha sehr hohe Hektarerträge, wobei der Methangehalt mit knapp 80 Nm³/ t FM jedoch etwas niedriger als bei Mais liegt. Die durchwachsende Silphie ergibt laut FNR ähnliche Biogas- und Methangehalte wie Mais. In der Bilanzierung wurde ein mittlerer Ertrag von 50 t FM/ ha angenommen. Die Erträge für Blumen- und Staudenmischungen lagen in Feldversuchen im ersten Jahr zwischen 5 und 12 t TM/ ha und im zweiten Jahr zwischen 8 und 15 t TM/ ha. Bei einem mittleren Trockenmassegehalt von 30 % ergibt sich ein durchschnittlicher Ertrag von 33 t FM/ ha (vgl. FNR 2012).

Bei der Erzeugung der Grassilage existieren vielfältige Möglichkeiten, wobei in der intensiven Landwirtschaft im Wesentlichen die Bereitstellung mittels ein- oder mehrjähriger Ackernutzung und die Nutzung von Dauergrünlandflächen unterschieden werden (KTBL 2009). In dieser Studie wird die Bereitstellung des Grases auf Dauergrünlandflächen in zielgerichteter und intensiv bewirtschafteter Landwirtschaft unterstellt. Die Intensität der Grünlandnutzung, das heißt die Anzahl der Schnitte pro Jahr, hat bei Dauergrünland einen erheblichen Einfluss auf die Spanne der insgesamt möglichen Erträge. Abhängig von den Witterungsverhältnissen und klimatischen Bedingungen liegt die typische Anzahl an Schnitten bei intensiver Nutzung zwischen drei und fünf möglichen Ernten pro Jahr. Das ebenfalls auf KTBL (2009) basierende Produktionssystem sieht eine vierschnittige Mahd vor, die insgesamt zu einem Jahresertrag von 28 t FM/ ha führt.

Die DüV (2007, Anlage 1) und die KTBL (2006) stellen Angaben zur Entzugsdüngung¹² zur Verfügung. Die hektarbezogenen Werte, die in dieser Studie Verwendung finden, ergeben sich aus Tab. 5.3. Diese sind auf die Erntemasse (t FM) bezogen. Innerhalb der von KTBL (2006) angegebenen Nährstoffspanne wurden die oberen Grenzen in der Bilanzierung verwendet. Die FNR stellt Spannweiten zu Düngemittelgaben für den Anbau der durchwachsenden Silphie (FNR o.J.) und von Blumen- und Staudenmischungen (FNR 2012) bereit. Die Mengen für Phosphor- (P) und Kalium- (K) Düngung bei der Blumenmischung wurden durch die Autorinnen geschätzt.

Tab. 5.3: Erträge und Düngemittelbedarf berechnet für Entzugsdüngung

Quelle: Eigene Darstellung nach DüV (2007, Anlage 1), KTBL (2006), (FNR o.J.) und (FNR 2012)

Substrat	Ertrag [t FM/ ha]	TM-Gehalt [%]	N-Dünger [kg N/ ha]	P-Dünger [kg P/ ha]	K-Dünger [kg K/ ha]
Mais GPS	50	35	190	55	210
Getreide GPS	40	35	224	60	272
Zuckerrübe	55	23	220	65	160
Silphie	50	30	175	25	150
Dauergrünland	28	35	265	43	199
Blumenmischung	33	30	125	25	150

Der Einsatz von mineralischem Stickstoffdünger stellt eine relevante Emissionsquelle dar, da ein Teil der aufgebrauchten Stickstoffmenge in Form von Lachgas (N_2O), Ammoniak (NH_3) und Stickoxiden (NO_x) emittiert. Dem IPCC (2006) zufolge entweichen 1 % des Stickstoffs als N_2O , dieser Wert wird in der vorliegenden Studie unterstellt. Dabei handelt es sich um eine vereinfachende Annahme, die sich auf aktuelle wissenschaftliche Ergebnisse stützt, den Einfluss zahlreicher Bodenparameter auf die Höhe des N-Austrags jedoch vernachlässigt (UBA 2007, 368). Bouwman et al. (2002), auf deren Arbeiten sich das Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) unter anderem stützt, beziffern den mittleren Emissionsfaktor auf 0,9 %. Messungen von Hoffmann et al. (2001) ergaben für gemähtes Dauergrünland jährliche N_2O -Entgasungsmengen von 0,06 % bis 1,1 % der jährlich applizierten N-Düngermengen. Im Gegensatz dazu ermittelten Smith und Dobbie (2002, zitiert nach Leick 2003) zum Teil deutlich höhere Emissionsfaktoren für Grünland von 0,3 % bis 7,1 % des eingesetzten Stickstoffdüngers und für Getreide von 0,2 % und 1,3 %. Jungkunst et al. (2006) errechneten in ihrer Studie über N_2O -Emissionen aus gedüngten landwirtschaftlichen Böden Deutschlands einen mittleren Emissionsfaktor von 3 %, wobei der Emissionsfaktor für Ackerland (3,6 %) deutlich über dem Emissionsfaktor für Grünland (1,7 %) lag.

¹² Die Entzugsdüngung bemisst den Bedarf an Düngemitteln einer Kulturart für ein übliches Ertragsniveau und durchschnittliche Mindestentzüge an Nährstoffen, die zur Erzeugung dieses Ertragsziels bei Annahme voller Nährstoffausnutzung angegeben werden (KTBL 2006; DÜV 2007).

Nemecek und Kägi (2007) zufolge entweichen abhängig von der Art des mineralischen Düngers 2 bis 15 % des aufgebrauchten N in Form von $\text{NH}_3\text{-N}$. In dieser Arbeit wird von einem mittleren Wert von 8 % ausgegangen. Die NO_x -Emissionen werden in Übereinstimmung mit Nemecek und Kägi (2007) auf die 0,21-fache Menge der N_2O -Emissionen geschätzt.

Grundsätzlich schwierig ist die Bilanzierung der im Anbau verwendeten Pflanzenschutzmittel (PSM). Für die Produktionsverfahren Mais und Getreide sind in der KTBL (2006) Kosten pro Hektar für PSM angegeben ohne die konkreten Wirkstoffe und Mengen zu nennen. Da in der Praxis viele verschiedene Wirkstoffe eingesetzt werden (LFLUG 2010) und diese einer unterschiedlichen Verdünnung bedürfen beziehungsweise bereits in unterschiedlichen Verdünnungen erhältlich sind, kommen in Abhängigkeit vom Wirkstoff und dessen Verdünnung sehr unterschiedliche Volumen oder Massen an PSM auf dem Feld zum Einsatz. Da bessere Daten nicht zur Verfügung stehen, wird eine Angabe aus einer Studie des IFEU (2008a) übernommen. Demnach werden im Maisanbau 3 kg PSM/ ha aufgebracht. Dieser Wert deckt sich etwa mit dem bei den Versuchen des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Sachsen zur „Unkrautbekämpfung im Mais“ eingesetzten Mengen PSM (LFLUG 2010). Für Getreide und Zuckerrüben wird das gleiche Mischungsverhältnis – also 3 kg PSM/ ha auf 300 L Wasser – unterstellt. Die Art der Pestizide wurde bei der Bilanzierung nicht weiter spezifiziert. Dauergrünland bedarf in der Regel nicht des Einsatzes von PSM (KTBL 2006, 271). Für die Kultivierung der durchwachsenen Silphie sind bislang keine Pestizide zugelassen, weshalb die Unkrautbekämpfung, die im Anpflanzjahr erforderlich ist, maschinell erfolgen muss (FNR o.J.). Der FNR (2012) zufolge sind bei der Kultivierung von Blumen- und Staudenmischungen keine Maßnahmen zum Pflanzenschutz erforderlich.

5.1.3 Transport und Silierung

Nach der Ernte wird die als Ganzpflanzen geerntete, bereits durch Feldhäcksler zerkleinerte, Biomasse zur Biogasanlage transportiert. Als Transportentfernung wurde für die 150 kW_{el} -Anlage eine Distanz von 5 km unterstellt, für die 500 kW_{el} -Anlage eine Distanz von 15 km und für die 1.000 kW_{el} -Anlage eine Distanz von 30 km. Außerdem wurde der bereits in Kapitel 5.1.1 berücksichtigte Traktor inklusive einem Anhänger als Transportmittel angenommen.

Um einen mikrobiellen Abbau der Biomasse zu vermeiden und diese lagerfähig zu machen, erfolgt in der Regel eine Silierung. Das Endprodukt Silage bezeichnet luftdicht abgeschlossenes, maschinell verdichtetes Pflanzenmaterial, welches mittels Milchsäuregärung konserviert und in einem Silo bis zum Einsatz in der Biogasanlage gelagert wird. Mehr als 85 % der deutschen Biogasanlagen nutzen für die Silierung Fahrsiloplanzen mit zwei Seitenwänden (DBFZ und TLL 2010). Für die Wiege- und Abladezeiten – welche nach KTBL (2009) 0,37 bis 2,96 min pro Gespann betragen – wird unterstellt, dass diese im Transport der Anbaumasse bereits enthalten sind.

Die ungefähren Abmessungen eines Silos für eine 500 kW_{el} -Anlage sind in KTBL (2009, 81) aufgeführt. Die Rohstoffmassen für die baulichen Maßnahmen sind über diese nachfolgend aufgeführten Abmessungen berechnet worden (vgl. Tab. 5.4). Vereinfachend wird davon ausgegangen, dass das gesamte Silo aus Stahlbeton besteht.

Tab. 5.4: Geometrische Abmessung eines Fahrsilos

Quelle: Eigene Darstellung, Daten angelehnt an KTBL (2009, 81)

Breite eines Silos [m]	50
Gesamtlänge [m]	80
Dicke der Bodenplatte ^{a)} [m]	0,4
Wandhöhe [m]	3,5
Wandbreite ^{a)} [m]	0,4
Maximale Füllhöhe [m]	5,9

^{a)} eigene Schätzung

Bei dem zur Einlagerung und Verdichtung in der Siloanlage erforderlichen Maschineneinsatz wird eine anteilige Maschinenauslastung unterstellt. Mögliche Maschinen für die Silageentnahme und den Transport zum Vorlagebehälter des Fermenters sind Traktoren mit Frontlader, Rad- oder Teleskoplader mit Schneidzangen und unterschiedlichen Fassungsvermögen (KTBL 2009, 79). Stellenweise werden auch umgebaute Pistenraupen eingesetzt, die die Deutsche Landwirtschaftsgesellschaft (DLG) im Jahr 2010 als geeignete Maschinen testete (DLG 2010). In Ermangelung der Vorkettenwerte für die beiden Radladervarianten sowie für den Pistenbully wird an dieser Stelle ein mit den Radladern vergleichbar motorisierter Traktor gewählt.

Der Traktor wird anteilig der erforderlichen Arbeitszeit angerechnet. Der Arbeitszeitbedarf für eine Entfernung von 100 m zum Vorlagebehälter ist für Maissilage mit 2,08 bis 3,05 min/ t FM angegeben (KTBL 2009, 79). An dieser Stelle wird mit dem Mittelwert gerechnet, welcher für Getreide-GPS übernommen wurde. Die Spanne für Grassilage hinsichtlich des Arbeitszeitbedarfs liegt bei 2,59 und 3,49 min/ t FM (KTBL 2009, 79), wobei hier ebenfalls mit dem Mittelwert gerechnet wird. Dieser wird auf die durchwachsene Silphie und die Blumen- und Staudenmischung übertragen. Da Angaben zum Dieselbedarf in KTBL (2006; 2009) fehlen, wurde dieser nicht berücksichtigt. Es ist jedoch davon auszugehen, dass dessen Beitrag zu den gesamten Aufwendungen vernachlässigbar ist. Eine Zugabe von Siliermitteln, welche direkt im Feldhäcksler möglich ist, wird grundsätzlich von KTBL (2006, 45) empfohlen. Mögliche Silierhilfsmittel sind Ameisensäure, Propionsäure, Benzoesäure, Sulfit, Nitrit, Kaliumsorbat sowie Milchsäurebakterien (AELF o.J.). Aufgrund der Vielzahl an möglichen Wirkstoffen ist eine ökologische Bewertung der Zugabe von Silierungshilfsmitteln schwierig. Aufgrund der geringen Mengen ist jedoch keine hohe Belastung zu erwarten. Gleiches gilt für die aus meist Polyethylen gefertigte Silofolie. Beides wurde daher nicht berücksichtigt.

Bei der Lagerung der Biomasse treten Masseverluste durch einen partiellen Abbau der Biomasse auf. Dem KTBL (2009, 73) zufolge betragen die Silageverluste meist 12 %. Diese Massenverluste setzen sich aus 6 % Trockenmasseverlusten, 5 % Randverlusten und 1 % Entnahmeverlusten zusammen (KTBL 2009, 73 ff.). Als unvermeidliche Silageverluste gelten 6 Masseprozent unter optimalen Bedingungen, als maximale Verluste gelten 30 Masseprozent (IFEU 2008a).

5.2 Bereitstellung von kommunalem Grünschnitt

Als Alternative zu Gras von Dauergrünland steht in den meisten Kommunen Grünschnitt von Vertragsnaturschutzflächen, Uferrandstreifen, Straßenrändern und von Sport- und Spielplätzen zur Verfügung. Diese Flächen werden unabhängig von der Nutzung oder Entsorgung des Grünschnitts regelmäßig gemäht. Ein zusätzlicher Aufwand durch die (energetische) Nutzung entsteht nur durch den Transport zur Biogasanlage sowie durch Häckseln, welches erforderlich ist, um eine gleichmäßige Schnittlänge zu erzielen. Eine Düngung oder Behandlung der Flächen mit Pflanzenschutzmitteln erfolgt nicht (vgl. Dunkelberg et al. 2011).

Zum Transport kann ein aktueller Unimog-Geräteträger U300, U400 und U500 verwendet werden, dessen Kraftstoffverbrauch einer Studie des DLG zufolge bei einer Transportfahrt mit 42,84 L/100km bei einer Durchschnittsgeschwindigkeit von 50 km/h im Vergleich zu einem Referenztraktor gut abschneidet (DLG 2008). Als Anhänger wird ein für Schüttgut typischer Wechselcontainer mit einem Volumen von 40 m³ angenommen (Kaltschmitt et al. 2009, 278). Die Anzahl an Hin- und Rückfahrten ergibt sich aus dem Füllvolumen des Transportmittels. Bei der Beladung des Anhängers wird vereinfachend eine halbe Auslastung des Containers aufgrund von Leerfahrten angenommen. Als durchschnittliche Entfernung zum Fermenter wird eine Distanz von 7 km unterstellt.

Das Projekt „Mikrobiogas“ im Förderschwerpunkt „Energetische Biomassenutzung“ des BMU beschäftigte sich näher mit der Nutzung von kommunalem Schnittgut in Biogasanlagen. Untersuchungen im Rahmen des Projektes ergaben, dass die Biomasse- und Biogaserträge stark von der Art der Fläche und der Schnitthäufigkeit abhängen. So lagen die Messwerte zwischen 400 und 635 m³ pro Tonne organische Trockensubstanz (Dunkelberg et al. 2011). Für die Bilanzierung wird in dieser Studie von einem Mischwert von 550 m³ pro Tonne ausgegangen. Bei einem Trockenmassegehalt von 20 % und einem Gehalt an organischer Substanz von 95 % ergibt sich ein Biogasertrag von 105 m³ pro Tonne Frischmasse. Der Methangehalt des Biogases wurde mit 55 % angenommen.

5.3 Bereitstellung der Gülle

5.3.1 Logistik Gülle

Neben den zielgerichtet für die Biogasproduktion angebauten Energiepflanzen werden Gülle und Mist zur Vergärung in Biogasanlagen eingesetzt. Die Erzeugung von Gülle wird in der Bilanz nicht berücksichtigt, da es sich hierbei um einen Abfall- oder Reststoff aus einem anderen Produktionsprozess, der landwirtschaftlichen Tierhaltung, handelt. Die anfallenden Emissionen sind somit der landwirtschaftlichen Tierhaltung zuzurechnen. Die über den betriebsüblichen Rahmen des Tierhaltungsbetriebs hinausgehenden, notwendigen Transporte und die damit verbundenen zusätzlichen Emissionen werden jedoch in der Bilanz berücksichtigt.

Die Anzahl der Fahrten für den Gülletransport ergibt sich aus der Gesamtmenge an Rinder- und Schweinegülle sowie der zulässigen Nutzlast beziehungsweise dem maximalen Fassungsvermögen des Transportgeräts pro Fahrt. Die Dichte von Gülle ist Reinhold (2005, 4) zufolge zumeist mit 1 kg/l zu bewerten, was für die Berechnungen übernommen wird. Somit erfolgt die Auslegung über die maximal mögliche, zulässige Beladung. Ausschlaggebend bei der Wahl des Transportmittels ist die Entfernung. Im regionalen beziehungsweise kommunalen Zusammenhang kommen aufgrund der vergleichsweise geringen Entfernungen nur Traktoren und LKW in Frage, wobei Traktoren bis

hin zu 30 km eine Alternative darstellen (Kaltschmitt et al. 2009). Aufgrund der beachtlichen Güllemenge, welche von dem Ort der Tierhaltung zur Biogasanlage transportiert werden muss, wird für die Bilanzierung ein schwerer LKW mit einer Zuladung von 16 t gewählt. Für die Modellierung des Transportprozesses wird eine mittlere Entfernung der Biogasanlage zu den Tierhaltungsbetrieben von 5 km angesetzt, zusätzlich werden Leerfahrten über die entsprechende Entfernung angenommen. Alle benötigten Kennwerte für den LKW-Einsatz, den Dieselkraftstoff und die aggregierten Vorkettenwerte stammen aus ecoinvent.

5.3.2 Güllelagerung in der Biogasanlage

Die Lagerung von Gülle ist ein klimarelevanter Vorgang, der in der Tierhaltung aufgrund der Sperrfristen für die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern zu Emissionsbelastungen führt. Die mindestens drei Monate dauernde Lagerung der Schweine- und Rindergülle im Tierhaltungsbetrieb wird durch die Nutzung in Biogasanlagen vermieden (vgl. Kap. 5.7.2). Die Lagerungen kleinerer Mengen von unvergorenen Wirtschaftsdüngern über kürzere Zeiträume in der Biogasanlage sind jedoch unvermeidbar und müssen somit anteilig der Vorkette Gülle zugerechnet werden. In Anlehnung an IFEU (2008a, 94) werden 10 % der in der Tierhaltung vermiedenen Emissionen an NH_3 , CH_4 und N_2O als Schätzwert übernommen.

5.4 Fermentation

5.4.1 Biogaserzeugung und -erträge

Biogas entsteht durch mikrobiellen Abbau von organischer Substanz unter anaeroben Bedingungen. In einer Biogasanlage erfolgt diese sogenannte Vergärung im Fermenter. Das entstehende Biogas besteht neben geringen Anteilen an Wasserstoff, Schwefelwasserstoff, Ammoniak und anderen Spurengasen zum überwiegenden Teil aus Methan und Kohlendioxid (FNR 2010a). Im Rahmen der Anlagenplanung wird auf Schätzwerte der potenziellen Gasausbeute zurückgegriffen, welche aus Batchgärversuchen stammen (KTBL 2010). Analog zur üblichen Vorgehensweise in der Anlagenplanung und -auslegung wird für die Bilanzierung davon ausgegangen, dass sich die Methanausbeute des eingesetzten Substratmixes aus den Anteilen der substratspezifischen Methanerträge ergibt (KTBL 2010, 25). Da sich letztere aus dem Biogasertrag und dem durchschnittlichen Methanertrag zusammensetzen, führt Tab. 5.5 alle drei verwendeten Faktoren auf.

Tab. 5.5: Biogas- und Methanerträge verschiedener Substrate

Quelle: Berechnung der Werte nach KTBL (2010, 18 ff.)

Substrate	Biogasertrag [Nm ³ / t FM]	Methangehalt [%]	Methanertrag Nm ³ / t FM]
Rindergülle	30	55	17
Schweinegülle	20	60	12
Maissilage	200	52	104
Getreide GPS	190	53	101

Substrate	Biogasertrag [Nm³/ t FM]	Methangehalt [%]	Methanertrag Nm³/ t FM]
Zuckerrübe	150	52	78
Silphie	Identisch zu Mais angenommen		
Grassilage	190	53	101
Blumenmischung	Identisch zu Getreide angenommen		

5.4.2 Bau und Betrieb des Fermenters

Die Bauform des Fermenters ist an das jeweilige Vergärungsverfahren gebunden. In dieser Studie wird von einem Nassfermentationsverfahren ausgegangen. Die für dieses Verfahren eingesetzten Reaktoren werden üblicherweise in zylindrischer Form stehend errichtet. In 90 % der Anlagen kommen im Gärbehälter installierte, elektrische Rührwerke zur Durchmischung zum Einsatz (FNR 2010a, 52 ff.). Die Durchmischung ermöglicht einen optimalen Kontakt zwischen den Mikroorganismen und dem abzubauenen Substrat, sodass die Gasabscheidung gesteigert wird (Kaltschmitt et al. 2009). Weitere elementare Bauteile des Fermenters sind ein Heizsystem sowie ein Austragungssystem für Sedimente und das vergorene Substrat (FNR 2010a, 57).

Die Konstruktion des Fermenters ist in den baulichen Ausführungen variabel. Es existieren vollständig oberirdisch sowie teilweise oder ganz unterirdisch errichtete Gärbehältern. Verwendete Baumaterialien der Behälterwände sind entweder Stahl, Edelstahl oder Stahlbeton. Das Fundament besteht aus Stahlbeton (FNR 2010a, 53, 57). Alle Ausführungsformen sind immer gasdicht abgedeckt, wobei die bei Stahl- und Edelstahlfermentern üblicherweise verwendeten Foliendächer gleichzeitig als Gasspeicher fungieren. Bei den aus Stahlbeton gefertigten Fermentern ist die Decke ebenfalls aus Stahlbeton und deshalb meist befahrbar. Jedoch ist in diesem Fall ein gesonderter Gasspeicher erforderlich (FNR 2010a, S. 53, 57).

In der Bilanzierung wird für die kleine Biogasanlage der in der Datenbank ecoinvent vordefinierte Fermenter mit einem Volumen von 500 m³ übernommen. Dieser basiert auf einer Studie von Jungbluth et al. (2007). Für die große Biogasanlage wird unterstellt, dass insgesamt drei solcher Fermenter vorliegen. Außerdem wird von einer 15-jährigen Lebensdauer ausgegangen. In allen gasführenden Teilen der Biogasanlage sind diffuse Gasverluste zu erwarten. Diese werden mit 1 % des entstehenden Methans angesetzt. Rechnerisch werden die Methanverluste analog zu IFEU (2008b, 6) rückwirkend berücksichtigt, das heißt in zusätzlich auf Feldebene anzubauende Substratmasse umgerechnet.

5.4.3 Eigenenergiebedarf

Der Eigenenergiebedarf in Form von elektrischer oder thermischer Energie ist definiert als die Differenz der erzeugten und der an den Abnehmer transportierten Energie. Er ist somit ein Maß für die Energieeffizienz einer Biogasanlage. In der Fachliteratur wird er üblicherweise als prozentualer Anteil der erzeugten Energiemenge angegeben (Kaltschmitt et al. 2009).

Der Eigenstrombedarf der Biogasanlagen liegt einer Betreiberbefragung des DBFZ (2010, 60) zufolge im Mittel aller Leistungsklassen bei 7,8 % der in Biogasanlagen erzeugten Strommenge. Ein genereller Zusammenhang zwischen Anlagengröße und Eigenstrombedarf der Anlagen ist nicht erkennbar. Die angegebenen Werte der Leistungsklassen von 151 – 500 kW_{el} und 501 – 1.000 kW_{el} liegen bei 7,2 und 8,3 %. Bei 68,3 % der 473 in der Befragung berücksichtigten Anlagen aller Größenklassen liegt der Eigenstrombedarf zwischen 3 und 12 %, in nur wenigen Ausnahmefällen lag der Eigenstrombedarf oberhalb von 20 % (DBFZ und TLL 2010, 60 ff.). In der vorliegenden Arbeit wird ein durchschnittlicher Eigenstrombedarf von 7,8 % unterstellt.

Anders als beim Eigenstrombedarf ist zwischen dem Eigenwärmebedarf und der Anlagengröße ein deutlicher Zusammenhang erkennbar. So ist bei kleineren Anlagen der mittlere Wärmebedarf etwa 3,5-mal so hoch wie in der größten Klasse. Dieser Unterschied beruht vor allem darauf, dass bei Anlagen im kleinen Leistungsbereich ein ungünstigeres Verhältnis des Fermentervolumens zu dessen Oberfläche besteht, sodass größere Wärmeverluste auftreten. Außerdem gibt der tägliche Output an Gärrest aus der Biogasanlage vor, wie viel frisches, noch aufzuwärmendes Substrat dem Fermenter wieder zugeführt werden muss. Bei großen Anlagen ist dieser Wert anteilig an der Gesamtmasse im Fermenter geringer, weshalb die prozentualen Wärmeverluste der Biogasanlagen im Vergleich ebenfalls geringer ausfallen (DBFZ und TLL 2010). Der mittlere Eigenwärmebedarf liegt nach der Betreiberbefragung des DBFZ (2010, 62) im Mittel aller Leistungsklassen bei 27 % der im Rahmen der Biogasnutzung im Blockheizkraftwerk (BHKW) produzierten Wärmemenge. Die angegebenen Werte der Leistungsklassen von 151 – 500 und 501 – 1.000 kW liegen bei 26 und 23 %. Mit 26 % wird in dieser Arbeit ein konservativer Wert gewählt. Der Eigenwärmebedarf wird in der Regel aus der im BHKW bei der Stromerzeugung produzierten Wärme gedeckt.

5.5 Gärrestbehandlung

5.5.1 Gärrestlagerung

Bei der Vergärung von Gülle wird organische Substanz abgebaut, wodurch Methanemissionen aus der (meist offenen) Güllelageung vermieden werden (vgl. Kapitel 5.7.2). Bei der Lagerung des Gärrestes kommt es jedoch ebenfalls zu treibhausrelevanten Emissionen in Form von Methan-, Ammoniak- und Lachgasemissionen, die die klimapositive Wirkung der Biogasanlagen gefährden können. Stark vereinfacht liegt die Ursache der Methanemissionen darin, dass es bei den üblichen aus ökonomischen Gesichtspunkten gewählten verfahrenstechnischen Betriebsweisen bei der Vergärung im Fermenter nicht zu einem vollständigen Abbau der organischen Substanz kommt. Ein Teil des Abbaus erfolgt daher erst bei der Gärrestlagerung (Reinhold 2011; FNR 2010a). Die verfahrenstechnischen Parameter (hydraulische Verweilzeit und Faulraumbelastung) beeinflussen dabei das Restgaspotenzial deutlich (FNR 2010a; KTBL 2009).

Seit dem EEG 2009 erhalten nach Immissionsschutzgesetz genehmigungsbedürftige Biogasanlagen die Vergütung nur noch im Fall einer gasdichten Lagerung, um klimaschädliche Emissionen zu vermeiden. Immissionsschutzrechtlich genehmigungsbedürftige Anlagen im Sinne des §1 der 4. BImSchV sind Anlagen mit einer Schwellenfeuerleistung des BHKW von mehr als 1 MW (Nr. 1.4 b – Spalte 2 des Anhangs zur 4. BIm-SchV). Das EEG 2012 weitete letztlich die Forderung nach einer gasdichten Lagerung der Gärreste auf alle Neuanlagen aus, unabhängig davon, ob sie immissionsschutzrechtlich genehmigungsbedürftig sind oder nicht. Da im Anlagenpark nicht erst nach dem Inkrafttreten des EEG 2009 große Biogasanlagen entstanden sind und da das EEG 2004 eine gasdichte Lagerung nicht forderte, gibt es im Anlagenbestand jedoch einige Anlagen, die nicht über eine Möglichkeit der gasdichten Gärrestlagerung verfügen. Dem DBFZ zufolge sind

36 % aller Gärrestlager offen und 27 % geschlossen, aber nicht gasdicht abgedeckt (Krebs und Liebetrau 2012). Der FNR (2010a, 216) zufolge ist die Auslegung der Gesetzeslage hinsichtlich einer Nachrüstpflicht noch nicht abschließend geklärt. Laut der EEG-Clearingstelle besteht zumindest für Biogasanlagen, die den NawaRo-Bonus nach dem EEG 2009 erhalten und die nach dem 31. Dezember 2008 und vor dem 1. Januar 2012 in Betrieb genommen wurden, keine Nachrüstpflicht für eine gasdichte Abdeckung (Clearingstelle EEG 2012). Problematisch ist in diesem Zusammenhang, dass eine solche Maßnahme vielerorts gar nicht oder nur eingeschränkt möglich ist und die hierdurch anstehenden wirtschaftlichen Belastungen bei Altanlagen kaum refinanzierbar sind. Es könnte sein, dass solche Umbau- oder Nachrüstungsmaßnahmen somit möglicherweise als unverhältnismäßig „und damit rechtswidrig zu werten sind“ (FNR 2010a, 216). Das DBFZ empfiehlt jedoch eine unabhängig von den Regelungen des EEG eine gasdichte Abdeckung von Gärrestlagern, da diese auch wirtschaftlich interessant sein kann (Cordes + Winterberg und DBFZ 2012).

Studien, die die offene Lagerung berücksichtigen, gehen in der Regel von einer Bandbreite an Methanemissionen von 2,5 bis 15 % des produzierten Methans aus (FNR 2005 zitiert in IFEU 2008b, 5). Diese Werte decken sich mit den Erkenntnissen der FNR (2010a, 124). Die bei offener Lagerung auftretenden Methanverluste können durch geschlossene Lagerung deutlich gemindert und durch gasdichte Lagerung vermieden werden. In dieser Studie wird von einer gasdichten Lagerung ausgegangen. Da es realistischerweise auch an in diesem Fall zu geringen Emissionen kommen wird, werden Emissionen von 0,1 % der Gasausbeute angenommen. Rechnerisch werden diese Methanverluste in der vorliegenden Arbeit analog zu IFEU (2008b, 6) rückwirkend berücksichtigt, das heißt in zusätzlich auf Feldebene anzubauende Substratmassen umgerechnet.

Neben den Methanverlusten treten während der Lagerung Emissionen in Form von Ammoniak und Lachgas auf. Da die Emissionsfaktoren auf die Stoffgehalte einer t FM des Gärrestes bezogen sind, werden diese Werte mit den vom IFEU (2008a, 94) übernommenen Faktoren zunächst berechnet (s. Tab. 5.6). Dies geschieht analog zur Vorgehensweise der Gasbildung anteilig über die eingesetzten Substratmengen, wobei für die NawaRo die Silageverluste abzuziehen sind, da diese nicht in Form von Silage in den Fermenter gelangen. Da vergleichbare Werte für Gärreste aus Silphie, Zuckerrüben und Blumenmischung nicht verfügbar waren, wurden hier die gleichen Werte wie für Mais angesetzt. Die Gesamtmenge des Gärrestes sowie dessen Nährstoffgehalte werden über die Addition der Anteile der individuellen Substrate ermittelt. NH_3 - und N_2O -Emissionen sind ebenfalls vor allem bei offener Lagerung relevant. Bei gasdichter Lagerung wird analog zu IFEU (2008a, 51) eine Emissionsreduktion von 90 % angenommen.

Tab. 5.6: Stoffliche Kenndaten der Gärreste

Quelle: IFEU (2008a, 94)

Substrate	Verhältnis Gärrest / Frischmasse	N-Gehalt	NH_4 -Gehalt	N_2O -N Emis- sionen pro N- Gesamt	NH_3 -N- Emissionen pro N-Gesamt
		[t N / t Gärrest]	[t NH_4 / t Gärrest]	[%]	[%]
Rindergülle	0,97	0,0037	0,0028	0,1	13,5
Maissilage	0,78	0,0044	0,0011		

Substrate	Verhältnis Gärrest / Frischmasse	N-Gehalt	NH ₄ -Gehalt	N ₂ O-N Emis- sionen pro N- Gesamt	NH ₃ -N- Emissionen pro N-Gesamt
Getreide GPS	0,81	0,0038	0,0013		
Grassilage	0,82	0,0049	0,0003		

5.5.2 Gärrestausbringung

Die Kreislaufführung der nach den Lagerungsverlusten im Gärrest enthaltenen Nährstoffe in Form von deren Ausbringung auf landwirtschaftlichen Anbauflächen ist ökonomisch wie ökologisch wünschenswert und auch der Regelfall (FNR 2010a, 226 ff.). Berechnungsgrundlage für die Emissionen durch die Gärrestausbringung ist eine Entfernung zum Schlag von 4 km. Gründe für diese geringen Transportwege sind ökonomischer Natur, denn nur so lassen sich Transport und Ausbringung mit demselben Fahrzeug ohne Umladen und somit kostengünstig durchführen. Ab Transportentfernungen von etwa 5 km werden Transport und Ausbringung des Gärrestes mit getrennter Mechanisierung durchgeführt, wobei bei zunehmender Transportentfernung die Kosten beider Verfahren erheblich ansteigen (FNR 2010a, 228). Bei höheren Transportstrecken sind andere Möglichkeiten zur Kostenreduzierung wie beispielsweise die Aufbereitung der Gärreste denkbar. In der gängigen Praxis von landwirtschaftlichen Biogasanlagen sind diese Maßnahmen jedoch nicht die Regel (DBFZ und TLL 2010, 95). Die bei der Ausbringung stellenweise als Volumen angegebenen Mengenabgaben müssen für die folgenden Berechnungen nicht umgerechnet werden, denn: „die Rohdichte (Volumengewicht) streut nur geringfügig um den Wert 1,0 kg/ l FM“, das heißt, messbare Unterschiede zwischen Volumen- und Gewichtsbezug sind für die nachfolgend erläuterten Berechnungen als irrelevant einzustufen (LTZ 2008, 25).

In der Bilanzierung wird vereinfachend davon ausgegangen, dass der gesamte Gärrest in der Umgebung der Biogasanlage auf Ackerland ausgebracht wird. Methanemissionen spielen im Gegensatz zu der zuvor beschriebenen Gärrestlagerung bei der Ausbringung der Gärreste keine nennenswerte Rolle. Dies ergab sich im Rahmen von Versuchen mit unvergorener Gülle sowie Kofermenten aus Gülle und Bioabfall (IFEU 2007). Aufgrund fehlender Daten und der insgesamt geringen Bedeutung von Methanemissionen bei der Gärrestausbringung wurden Methanemissionen an dieser Stelle nicht berücksichtigt.

Bei den Lachgasemissionen wird unabhängig von der Art des Substrats unterstellt, dass 1 % der ausgebrachten Gesamtstickstoffmenge (berechnet als Gesamtstickstoff im Substrat abzüglich der NH₄-N und N₂O-N-Verluste während der Lagerung) als Lachgas entweicht (vgl. IPCC 2007 zitiert in IFEU 2007). Bei diesem Prozess treten außerdem erhebliche Mengen an NH₃-Emissionen auf. Während die Datenlage für die Ausbringung der unvergorenen Rinder- und Schweinegülle (vgl. Kap. 5.8.3) als gut einzuschätzen ist, liegen bei vergorenen NawaRo nur aus den Erfahrungen mit Gülle abgeleitete Schätzwerte vor. Für die Berechnung der Ammoniakemissionen, die bei der Ausbringung von Gärresten emittiert werden, wird auf den Stand der Wissenschaft im Rahmen der Berechnung des Ammoniak-Emissionsinventars der deutschen Landwirtschaft zurückgegriffen (UBA 2002). Diese Quelle ist trotz ihres Alters auch Datengrundlage der KTBL (2009, 171, 172) und der FNR (2010a, 218). Beide Quellen schätzen die dickflüssigen Gärreste als Rindergülle und dünnflüssige Gärreste als Schweinegülle ein. Der wesentliche Grund für dieses Vorgehen sind fehlende Praxisuntersuchungen. Gärreste aus NawaRo werden ebenfalls als Rindergülle beziehungsweise dickflüssige Gärreste betrachtet (IFEU 2008a, 94; KTBL 2009, 171). Bezugssystem aller möglichen

Variationen der Ammoniakverluste – die witterungsbedingt und nach Art der Ausbringungen gesondert zu betrachten sind – ist in dieser Studie das von UBA (2002) verwendete Referenzsystem bei 15 °C (vgl. Tab. 5.7). Die Emissionsminderungen nach Art der Ausbringung sind in Tab. 5.8 dargestellt. In dieser Arbeit wird für Ackerland von einem Einsatz eines Schleppschlauchs ausgegangen. Weiterhin handelt es sich um dickflüssige Gärreste.

Tab. 5.7: Ammoniakemissionen bei der Gärrestausbringung

Quelle: UBA (2002, 71)

Art des Wirtschaftsdüngers	Ammoniakverluste in % des applizierten NH ₄ -N			
	5 °C	10 °C	15 °C	25 °C auf Stroh
Rindergülle, dickflüssige Gärreste	30	40	50	90
Schweinegülle, dünnflüssige Gärreste	10	20	25	70

Tab. 5.8: Maßnahmen zur Minderung der Ammoniakemissionen

Quelle: Eigene Darstellung nach KTBL (2009), *ergänzt durch UBA (2002, 73)

Minderungsmaßnahmen	Einsatzgebiete	Emissionsminderung gegenüber Tab. 5.7 [%]	
		dickflüssige Gärreste	dünnflüssige Gärreste
<i>Schleppschlauch</i>	<i>Ackerland</i>		
	unbewachsen	8	30
	mit Bewuchs (>30cm)	30	50
	<i>Grünland</i>		
	niedriger Bewuchs (bis 10 cm)	10	30
	höherer Bewuchs (bis 30 cm)	30	50
<i>Schleppschuh</i>	<i>Ackerland</i>	30	60
	<i>Grünland</i>	40	60
<i>Gülfeschlitz</i>	<i>Grünland</i>	60	80
<i>Güllegrubber</i>	<i>Ackerland</i>	90	90
<i>Direkte Einarbeitung (< 1h)</i>	<i>Ackerland</i>	80	84*

Die Berechnung der THG-Emissionen aus dem Maschineneinsatz und Dieserverbrauch basieren auf Angaben von KTBL (2006, 109). Bei einer ausgebrachten Gärrestmenge von 15 m³/ ha, betragen die Arbeitszeit demnach 0,64 AKh/ ha und der Dieserverbrauch 7,3 l/ ha. Die Bilanzierung erfolgt für einen in ecoinvent vordefinierten Traktor.

5.6 Strom- und Wärmeerzeugung aus Biogas

5.6.1 BHKW

Zur Verstromung wird ein BHKW eingesetzt. Bestehende BHKWs reichen von einer installierten Leistung von weniger als 75 kW_{el} bis zu einer Leistung von mehreren MW. In dieser Arbeit wurden insgesamt drei BHKW mit einer Nennleistung von 150 kW_{el}¹³, 500 kW_{el} und 1.000 kW_{el} angenommen. Für die Bilanzierung wurden wiederum in der Datenbank vordefinierte Bauteile übernommen. Die konkreten Datensätze werden in Heck (2007) beschrieben. Es wird wiederum von einer 15-jährigen Lebensdauer ausgegangen. Der Bedarf an Diesel für den Betrieb eines Otto-Motors beträgt nach Jungbluth et al. (2007, 254) 0,05 kg/ kg Biogas. Hinzu kommt ein Schmierölbedarf von 0,03 g/ MJ (bzw. 0,037 kg/ kg Biogas) (Jungbluth et al. 2007, 254). Bei der Verbrennung des Biogases im BHKW treten bei fehlendem Oxidationskatalysator aufgrund einer unvollständigen Verbrennung Kohlenwasserstoffemissionen auf. Diese bestehen zum überwiegenden Teil aus Methan (Aschmann et al. 2006, 66). Da Oxidationskatalysatoren laut IFEU (2008a, 67) in der Regel erst bei größeren Anlagen eingesetzt werden, wird in dieser Studie das Fehlen eines solchen unterstellt. Des Weiteren wird für die Bilanzierung angenommen, dass die gesamten 0,29 g Kohlenwasserstoffe pro Nm³ Biogas in Form von Methan auftreten (Aschmann et al. 2006, 66). Da die Bezugsgröße in der Berechnung Nm³ reines Methan ist, wird dieser Wert mit einem konservativ gewählten Methangehalt von 53 % umgerechnet. Für die Bilanzierung ergibt sich so ein gerundeter Wert von 0,55 g CH₄ pro m³ produziertes Methan. Hinzu kommen weitere Emissionen aus dem Verbrennungsprozess, die Jungbluth et al. (2007, 255) entnommen und angepasst wurden.

Tab. 5.9: Luftschadstoffemissionen bei der Biogasverbrennung (BHKW)

Quelle: Eigene Berechnung nach Jungbluth et. al (2007, 255)

Luftschadstoff	Emissionen [kg/ Nm ³ Biogas]
Kohlenstoffdioxid (fossil)	0,20
Kohlenstoffmonoxid (biogenic)	0,0038
Kohlenstoffmonoxid (fossil)	0,00030
Stickoxide	0,0031
Schwefeldioxid	0,00089

¹³ Vereinfacht werden die Generatoren mit einer Leistung von 160 kW_{el} aus Heck (2007) übernommen.

Luftschadstoff	Emissionen [kg/ Nm ³ Biogas]
Methan (fossil)	0,0000063
NMVOC ¹⁴	0,00025
Lachgas	0,00012
Partikel	0,000030

Die Allokation der Aufwendungen und Emissionen auf Wärme und Strom erfolgt analog zu den Großfeuerungsanlagen (siehe Kapitel 4.1), die Allokationsfaktoren wurden anhand der in Kapitel 2.3 beschriebenen Formeln berechnet.

5.7 Referenzsysteme

5.7.1 Düngemittelgutschrift Gärrest

Gärreste substituieren energieintensiv herzustellenden Mineraldünger und sparen auf diese Weise Aufwendungen und Emissionen ein. Dies wird in Form einer Gutschrift berücksichtigt. Rechnerisch erfolgt dies mit den Emissionsfaktoren für N-, P- und K-Dünger. Für die Berechnung der wertgebenden Eigenschaften der Gärreste werden Nährstoffgehalte nach IFEU (2008a) unterstellt, die sich auf die Feuchtmasse beziehen (vgl. Tab. 5.6 für die N-Gehalte). Für Phosphor und Kalium werden übereinstimmend mit LfL (2009, 2) Gehalte von 2,5 kg P₂O₅ pro m³ Gärrest und 5,4 kg K₂O pro m³ Gärrest angenommen. Die düngende Wirkung der Pflanzennährstoffe Phosphat und Kaliumoxid der Gärreste ist der von Mineraldüngern gleichzusetzen (LTZ 2008; FNR 2010b). Für die Gutschrift müssen diese jedoch in elementare Form umgerechnet werden, da sich sowohl die Emissionsfaktoren der Mineraldünger als auch der Düngemittelbedarf auf diese Form beziehen. Angerechnet werden die tatsächlich auf Feldebene ankommenden Nährstoffe. Das heißt die bei der Ausbringung und auch bei der Lagerung verlorengegangenen Stickstoffmengen werden zuvor abgezogen. Tab. 5.10 gibt an, in welchem Maß organischer Stickstoff und Ammoniumstickstoff pflanzenverfügbar sind.

Tab. 5.10: Pflanzenverfügbarkeit des Stickstoffs in Gärresten

Quelle: IFEU (2008a, 94)

Form des betrachteten Stickstoffs	[%]
Pflanzenverfügbarer Anteil des N _{org}	23,6
Pflanzenverfügbarer Anteil des NH ₄ -N	100

¹⁴ NMVOC = Non-methane volatile organic compounds

5.7.2 Referenzsystem Gülle in der Tierhaltung

Die Methanemissionen aus der Lagerung von Rohgülle wurden vom IFEU (2007, 21) berechnet, wobei hier von einem stoffspezifischen Methanbildungspotenzial der Exkremente ausgegangen wird. Da Rinderfestmist bei dem Methanbildungspotenzial von 162 kg CH₄/ (Tier*a) ebenfalls enthalten ist, wird dieser Anteil vom IFEU heraus gerechnet. Aus den Berechnungen ergibt sich ein Methanemissionsfaktor für die offene Güllelagerung von circa 1,8 kg CH₄/ m³ Rindergülle und 1,4 kg CH₄/ m³ Schweinegülle. Diese Werte wurden für diese Arbeit übernommen. Dem IFEU (2007, 21) zufolge kann für die berechneten Emissionen nicht ausgeschlossen werden, dass diese überschätzt sind, da „die Quantifizierung dieser Methanquelle [ist] mit großen Unsicherheiten behaftet“ ist. Die Lachgasemissionen liegen bei der Güllelagerung nach IPCC bei 0,1 % N₂O-N bezogen auf den Gesamtstickstoffgehalt.

Für die Berechnung der Ammoniakemissionen aus der Lagerung von Gülle in der Tierhaltung wird auf das Ammoniak-Emissionsinventar der deutschen Landwirtschaft zurückgegriffen (UBA 2002). Die Lagerung von Rinder- und Schweinegülle erfolgt in unterschiedlichen Behältern (UBA 2002, 62). Zunächst kann der Flüssigmist direkt unter dem Stall gesammelt werden. Daneben gibt es im Außenbereich offene und geschlossene Hochbehälter, Tiefbehälter mit oder ohne befahrbare Decke und sogenannte Erdbecken oder Lagunen mit einer Abdichtung zum Unterboden (UBA 2002). Die NH₃-Verluste aus offenen Lagerbehältern sind abhängig von der Gestaltung des Behälters sowie der Art und Zusammensetzung des Flüssigmistes. Bei gleicher Art von Flüssigmist wird die Höhe der Emission weitestgehend durch die Größe und die Beschaffenheit der Oberfläche beeinflusst. Außerdem sind die NH₃-Emissionen abhängig von der Produktionsrichtung des Tierhaltungsbetriebs, der Temperatur, der Lagerungsdauer und der Höhe des Luftaustauschs (UBA 2002). Die Datengrundlage zu absoluten Ammoniak-Emissionen aus dem Güllelager wird von den Autoren trotz einer Reihe an erfolgten Messungen als unzureichend eingeschätzt, um hieraus absolute Emissionsfaktoren abzuleiten. Als Grund für das nicht mögliche Ableiten von einheitlichen Emissionsfaktoren wird die Vielzahl der vorkommenden Behältergrößen und -formen angegeben. Die Arbeitsgruppe gibt jedoch an, sich in diesem Kontext für die in Tab. 5.11 dargestellten prozentualen NH₃-Verluste geeinigt zu haben. Die Faktoren für die stoffliche Zusammensetzung der Wirtschaftsdünger als Bezugsgröße der genannten Verluste ergeben sich aus Tab. 5.12.

Tab. 5.11: Ammoniakverluste bei der offenen Güllelagerung (ohne Schwimmdecke, nicht abgedeckt)

Quelle: UBA (2002, 62)

Art der Lagerung	Mittlere NH ₃ -Verluste in % am verbliebenen Gesamt-N	
	Rind	Schwein
Gülle-Rund-/ Hochbehälter	8	15
Lagunen, offen ¹⁵	15	15

¹⁵ Geschätzter Wert, da keine Messwerte vorliegen

Tab. 5.12: Stoffliche Zusammensetzung von Schweine- und Rindergülle

Quelle: IFEU (2008a, 93)

	N-Gehalt [t/ t FM]	NH4-Gehalt [t/ t FM]
Schweinegülle	0,4	0,25
Rindergülle	0,48	0,33

Durch natürliche Schwimmdecken oder -schichten auf der Behälteroberfläche, die bei Nichtausbildung durch technische Abdeckungsmaßnahmen der Behälter ersetzt werden können, ist es möglich, die Ammoniak-Emissionen fast vollständig zu vermeiden. Tab. 5.13 zeigt die von der Arbeitsgruppe Emissionen aufgeführten Richtwerte für verschiedene Abdeckungsarten auf. In dieser Arbeit wird davon ausgegangen, dass eine künstliche Schwimmdecke (Folie) vorliegt.

Tab. 5.13: Mittlere Emissionsminderung verschiedener Abdeckungen für Güllelagerbehälter gegenüber der Referenz

Quelle: UBA (2002, 63)

Behälter mit Abdeckungen	Minderung in % gegenüber nicht abgedeckt	
	Rindergülle	Schweinegülle
Feste Abdeckung	90	90
Natürliche Schwimmdecke	70	30
Künstliche Schwimmdecken		
Strohhäcksel	80	80
Granulate	85	85
Schwimmfolien	85	85

Die Düngeverordnung (DüV) schreibt aufgrund der hohen NH_3 -Emissionen eine unverzügliche Einarbeitung der Gülle nach Aufbringung vor (DüV 2007), in der Praxis erfolgt die Einarbeitung vermutlich aufgrund der Betriebsabläufe meist innerhalb eines Tages. In Anlehnung an IFEU (2008a, 94) wird angenommen, dass die Ausbringung von Rinder- und Schweinemist NH_3 -Emissionen von 46 % bezogen auf das ausgebrachte $\text{NH}_4\text{-N}$ innerhalb von 24 h verursacht. Eine schnelle Einarbeitung der Gülle innerhalb einer Stunde kann die Emissionen auf 10 % reduzieren (UBA 2002, S. 77).

5.8 Vergleich verschiedener Biogasanlagen

Zunächst werden die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für eine Substratmischung von 30 % Maissilage, 30 % Getreide-Ganzpflanzensilage, 30 % Grünschnitt von Dauergrünland und 10 % Gülle für eine Biogasanlage einer Leistung von 150 kW_{el} dargestellt (s. Tab. 5.14). Vereinfachend wird von einem Wärmenutzungsgrad von 60 % ausgegangen. Im Vergleich zu den Referenzsystemen für Elektrizität und Wärme ergibt sich eine Einsparung von THG-Emissionen. In der Wirkungskategorie Abbau der Ozonschicht zeigt sich ebenfalls eine positive Nettowirkung. In den Kategorien Versauerung, Eutrophierung und Photochemische Oxidation schneidet die Biogaserzeugung aus dem genannten Substratmix schlechter ab als die Referenzsysteme.

Tab. 5.14: Wirkungsabschätzung der Biogaserzeugung und Nutzung in einem BHKW mit einer Leistung von 150 kW_{el} und einem Wärmenutzungsgrad von 60 % (Substratmischung: 30 % Maissilage, 30 % Getreidesilage, 30 % Grassilage von Dauergrünland, 10 % Gülle) und Reduktion im Vergleich zu den Referenzsystemen Strom und Wärme

Quelle: Eigene Berechnung

Wirkungskategorien	Strom		Wärme	
	Emissionen	Reduktion im Vergleich zum Referenzsystem (eigene Berechnung)	Emissionen	Reduktion im Vergleich zum Referenzsystem (eigene Berechnung)
	[g/ kWh _{el}]	[g/ kWh _{el}]	[g/ kWh _{th}]	[g/ kWh _{th}]
Versauerung	7,3	-6,4	2,6	-2,2
Eutrophierung	1,7	-1,2	0,6	-0,5
THG-Effekt (GWP 100)	486	202	172	118
Abbau der Ozonschicht (ODP)	0,000021	0,000011	0,000008	0,000032
Photochemische Oxidation	0,11	-0,06	0,04	-0,01

Im nächsten Schritt werden die Ergebnisse für drei unterschiedlich große Biogasanlagen mit einer Leistung von jeweils 150 kW_{el}, 500 kW_{el} und 1000 kW_{el} dargestellt. Die Ergebnisse zeigen, dass die die Wirkungsabschätzung umso günstiger ausfällt, je größer die Biogasanlage ist (s. Tab. 8.9, Tab. 8.10 und Tab. 8.11 im Anhang). Das heißt die Einsparung an Emissionen fällt im Vergleich zum Referenzsystem bei größeren Anlagen höher aus als bei kleineren Anlagen. Dies ist vor allem darauf zurückzuführen, dass die Materialaufwendungen pro kWh_{el} bei größeren Anlagen geringer sind und höhere elektrische Wirkungsgrade erzielt werden. Das IFEU (2008a) kam in einer Studie ebenfalls zu dem Ergebnis, dass große Anlagen effizienter arbeiten können und daher einen Vorteil gegenüber kleineren Anlagen aufweisen. Dies gilt allerdings nur unter der Prämisse, dass der Substratmix in den Biogasanlagen identisch ist. Denn der Substratmix hat erwartungsgemäß einen größeren Einfluss auf das Ergebnis als die Größe der Biogasanlage.

Um den Einfluss verschiedener Substrate auf den ökologischen Nutzen zu untersuchen, wurde in der vorliegenden Arbeit der Substratmix am Beispiel einer 150 kW_{el}-Anlage variiert. Vereinfachend wurde ein Wärmenutzungsgrad von 0 % angegeben, das heißt, es werden im Folgenden ausschließlich Ergebnisse in Bezug auf die funktionelle Einheit elektrische Kilowattstunde dargestellt. Um den Vergleich zu veranschaulichen, wurde unterstellt, dass der Anteil des jeweiligen Substrats an der Energiebereitstellung 100 % beträgt. In der Realität werden Substratmixe mit unterschiedlichen Anteilen verschiedener Substrate eingesetzt, wobei in der Regel Mischungen zwischen Gülle und Anbaubiomasse verwendet werden. Für diese Arbeit wurden die folgenden teilweise typischen, teilweise innovativen Biogassubstrate untersucht:

- Mais,
- Getreide,
- Gras von Dauergrünland,
- Grünschnitt aus der Landschaftspflege,
- Silphie,
- Zuckerrübe,
- Blumenmischung und
- Gülle

Auf die THG-Bilanz wirkt sich insbesondere ein hoher Anteil an Gülle positiv aus (s. Abb. 5.1), da Emissionen aus der Güllelagerung und -ausbringung vermieden werden und abgesehen vom Transport der Gülle zur Biogasanlage keine zusätzlichen Aufwendungen entstehen. Ähnlich gut schneidet die Verwendung von Landschaftspflegematerial ab, da es sich hierbei ebenfalls um einen Reststoff handelt, der ohnehin anfällt und nur in geringem Maße zusätzliche Emissionen aus dem Transport zur Biogasanlage verursacht.

Nach dem derzeitigen Stand des Wissens schneiden sowohl die Verwendung der durchwachsenen Silphie als auch die Verwendung von Blumenmischungen als Biogassubstrate hinsichtlich der THG-Bilanz etwas besser ab als die Verwendung von Mais- und Getreidesilage. In beiden Fällen sind bisherigen Felduntersuchungen zufolge ebenfalls Düngemittelgaben erforderlich, sodass der Unterschied zu Mais und Getreide nicht höher ausfällt. Insgesamt liegen bislang wenige Versuchsergebnisse zum Anbau der Silphie und von Blumenmischungen und ihren ökologischen Vor- und Nachteilen vor. Blumen- und Staudenmischungen werden jedoch insbesondere wegen ihres positiven Einflusses auf die Biodiversität und auf die Bodenqualität empfohlen (FNR 2012).

Die Verwendung von Maissilage führt nahezu zur gleichen THG-Bilanz wie die Verwendung von Getreidesilage. Im Vergleich zum Referenzsystem Strom lassen sich, zumindest sofern keine Wärmenutzung erfolgt, nur geringe Einsparungen an THG erzielen. Grassilage aus Dauergrünland resultiert sogar in höheren THG-Emissionen pro kWh_{el} als Mais- oder Getreidesilage, da verhältnismäßig hohe Düngemittelgaben erforderlich sind. Sofern keine Wärmenutzung erfolgt, fällt die THG-Bilanz sogar höher aus als die des Referenzsystems Strom. Die Unterschiede zwischen den einzelnen Substraten ergeben sich vor allem durch unterschiedliche flächenbezogene Energieerträge sowie durch den unterschiedlichen Bedarf an Inputs wie Düngemittel und Pestizide.

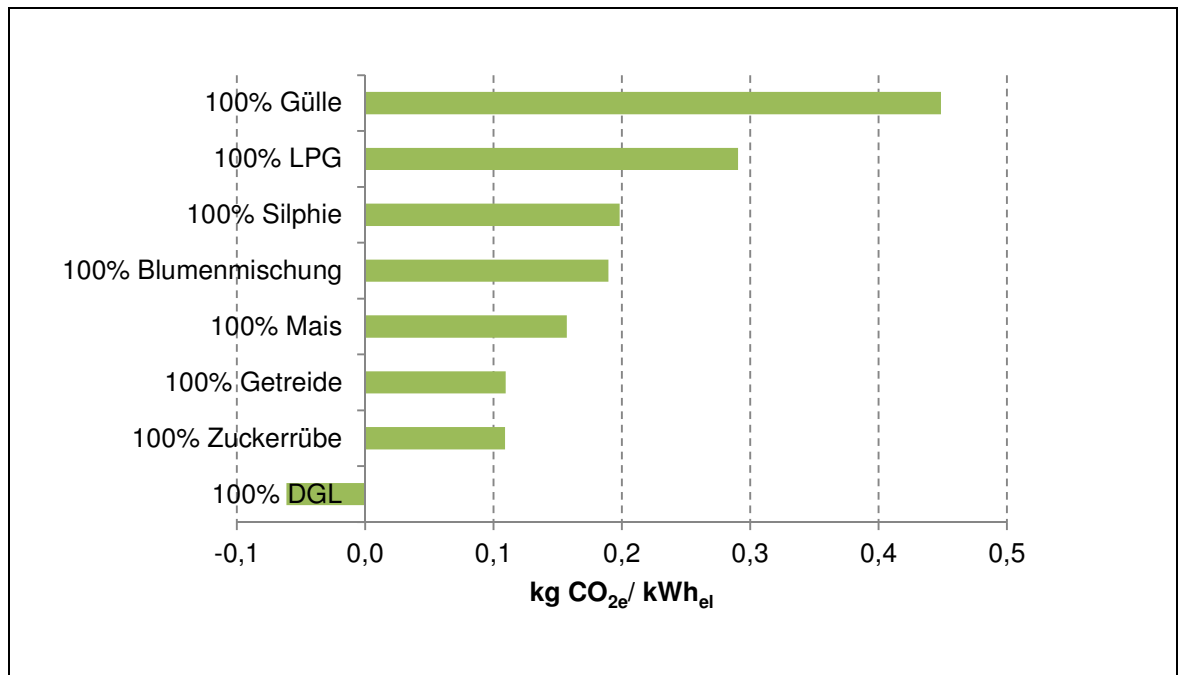


Abb. 5.1: THG-Reduktionspotenzial pro kWh_{el} von Biogasanlagen

Die Grafik zeigt die Ergebnisse für mit verschiedenen Substraten gefütterte Biogasanlagen und im Vergleich zum Referenzsystem (eigene Berechnung). Der Wärmenutzungsgrad beträgt 0%.

In den Wirkungskategorien Versauerung und Eutrophierung schneiden güllebetriebene Biogasanlagen im Vergleich zum Einsatz von Anbaubiomasse und Landschaftspflegematerial deutlich besser ab (s. Abb. 5.2 und Abb. 5.3). Der Einsatz von Anbaubiomasse führt bei den angenommenen Bedingungen zu einer schlechteren Bilanz als die fossile Elektrizitätserzeugung – diese Erkenntnis gilt auch für Nutzungskonzepte mit höheren Wärmenutzungsgraden.

Grundsätzlich ist bei der Interpretation der Ergebnisse zu beachten, dass einige Parameter, die in die Berechnung eingehen, durch Unsicherheit geprägt sind. Beispielsweise ist die Höhe der diffusen Methanverluste in der Biogasanlage nicht genau bekannt. Ebenso sind die Nährstoffgehalte in den Gärresten verschiedener Substrate (z. B. Ammoniumgehalt in Gärrest aus Grassilage) nicht hinreichend bekannt. Die in den Abb. 5.1, Abb. 5.2 und Abb. 5.3 dargestellten Balken stellen demnach die Ergebnisse für Anlagen mit als wahrscheinlich angesehenen Parametern dar. Es wurde dabei von einer gasdichten Gärrestlagerung ausgegangen, die bei Bestandsanlagen keineswegs weit verbreitet ist. So haben immer noch 36 % der bestehenden Biogasanlagen ein offenes Gärrestlager (Krebs und Liebetrau 2012). Die Methanemissionen bei Anlagen ohne gasdichtes Gärrestlager fallen deutlich höher aus. Abhängig von technischen Parametern oder den chemischen und physikalischen Eigenschaften der In- und Outputs ergeben sich abweichende Ergebnisse. Um die relevantesten Einflussfaktoren zu identifizieren, wurden Sensitivitätsanalysen durchgeführt. Hierzu wurde von einer Basisanlage mit einem Substratinput von 30 % Maissilage, 30 % Getreidesilage, 30 % Silage von Dauergrasland (DGL) und 10 % Gülle ausgegangen. Die Wirkungsabschätzung für diese Anlage ist in Tab. 5.14 aufgeführt.

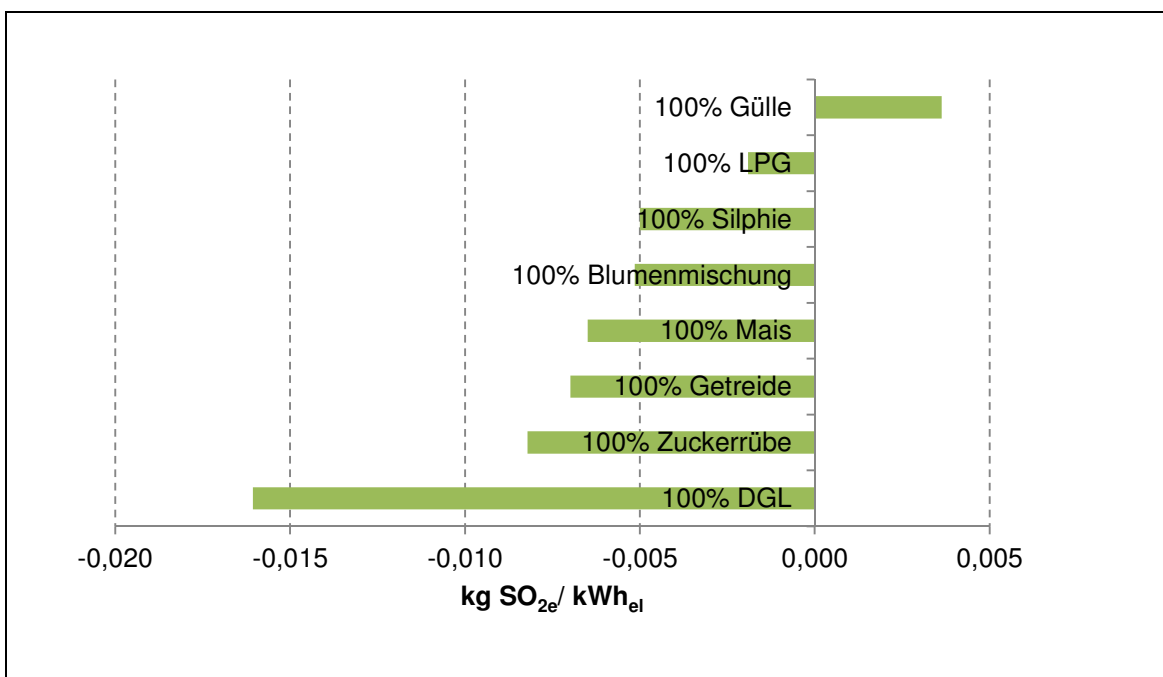


Abb. 5.2: Versauerungs-Reduktionspotenzial pro kWh_{el} von Biogasanlagen

Die Grafik zeigt die Ergebnisse für mit verschiedenen Substraten gefütterte Biogasanlagen und im Vergleich zum Referenzsystem (eigene Berechnung). Der Wärmenutzungsgrad beträgt 0%.

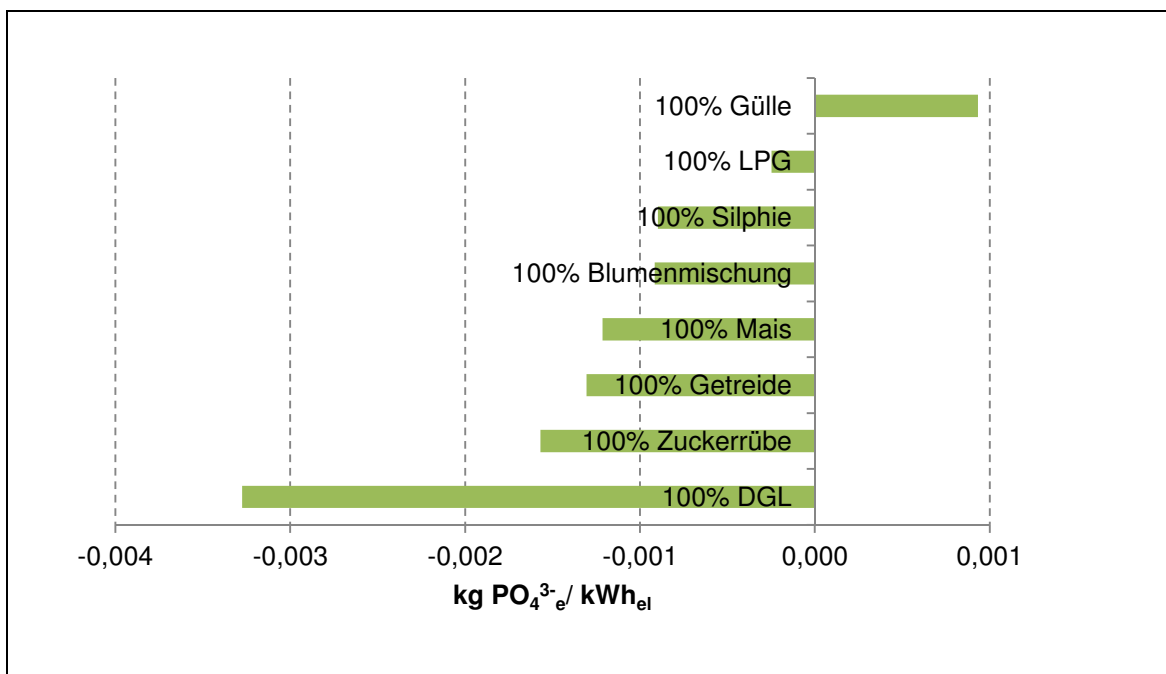


Abb. 5.3: Eutrophierungs-Reduktionspotenzial pro kWh_{el} von Biogasanlagen

Die Grafik zeigt die Ergebnisse für mit verschiedenen Substraten gefütterte Biogasanlagen und im Vergleich zum Referenzsystem (eigene Berechnung). Der Wärmenutzungsgrad beträgt 0%.

5.9 Sensitivitätsanalyse

5.9.1 Parametervariation

Im Rahmen der Sensitivitätsanalyse wurden am Beispiel der 150 kW_{el}-Anlage mit einem Substratinput von 30 % Maissilage, 30 % Getreidesilage, 30 % Silage von DGL und 10 % Gülle die folgenden Parameter variiert, um ihren Einfluss auf das Ergebnis einschätzen zu können:

- Eigenstrombedarf: 3 % – 12 %
- Methanemissionen Gärrestlager: 0,01 % – 5 %
- Silageverlust: 6 – 30 %
- Diffuse Methanverluste: 0,5 % – 2 %
- Wärmenutzungsgrad : 40 % – 100 %

Während die Höhe des Eigenstrombedarfs, des Silageverlusts und der diffusen Methanemissionen im Bereich der zu erwartenden Werte einen verhältnismäßig geringen Einfluss auf das Ergebnis der THG-Bilanz zeigt, wirkt sich die Höhe der Methanemissionen aus dem Gärrestlager erheblich aus, sobald eine gasdichte Lagerung nicht mehr gewährleistet ist (s. Abb. 5.4).

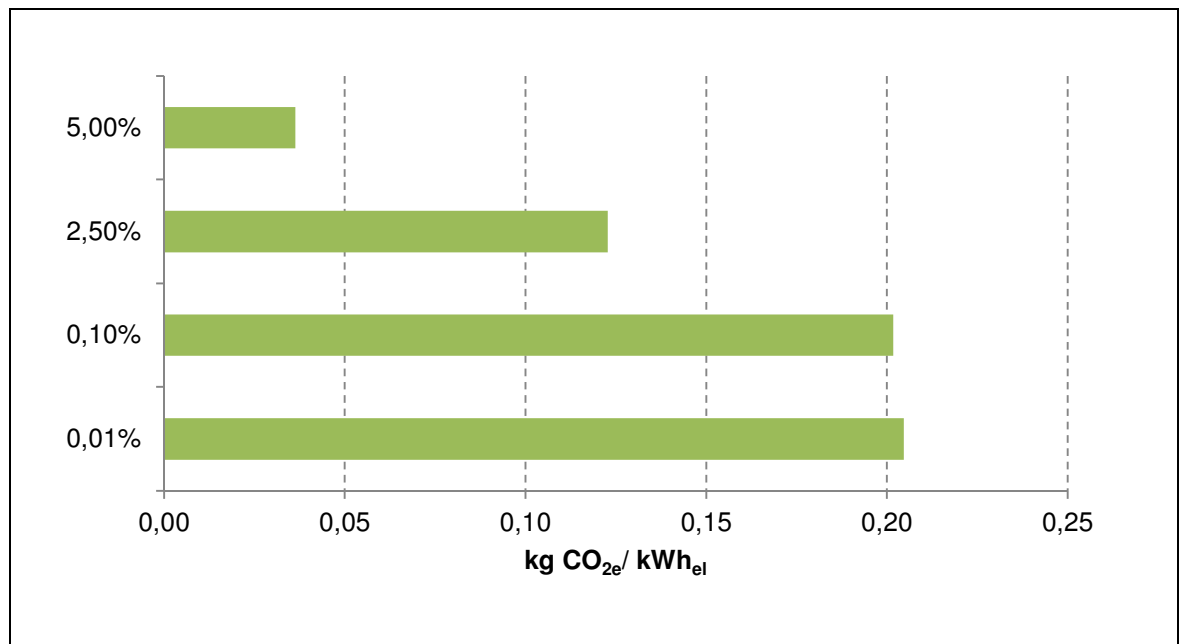


Abb. 5.4: THG-Reduktionspotenzial pro kWh_{el} von Biogasanlagen (Methanemissionen)

Die Grafik zeigt die Ergebnisse für Biogasanlagen mit verschiedenen hohen Methanemissionen im Gärrestlager und im Vergleich zum Referenzsystem (eigene Berechnung).

Bei einer offenen Lagerung, die immer noch bei 36 % der bestehenden Biogasanlagen vorliegt, können die Methanemissionen bis zu 15 % des produzierten Methans betragen (FNR 2005 zitiert in IFEU 2008b, 5). In diesem Fall würden im Vergleich zum Referenzsystem sogar mehr THG-Emissionen freigesetzt. Da bereits vor einigen Jahren wissenschaftliche Studien auf die hohen

THG-Emissionen aus der offenen Gärrestlagerung hingewiesen haben (z. B. IFEU 2008a), erfolgten Anpassungen im EEG, sodass im EEG 2012 die gasdichte Lagerung Voraussetzung für die Förderung neuer Biogasanlagen ist. Die im Jahr 2010 veröffentlichte Richtlinie VDI 3475/Blatt 4 macht ebenfalls entsprechende Vorgaben. Beide Regelungen gelten jedoch nur für neu zu errichtende Anlagen. Eine Nachrüstung ist aus Klimaschutzsicht erstrebenswert. Allerdings sind laut Biogasrat nicht alle vorhandenen Lagerbehälter nachträglich abdeckbar (Fachverband Biogas e.V. 2011).

Der Wärmenutzungsgrad wirkt sich ebenfalls deutlich auf die THG-Bilanz aus (s. Abb. 5.5). Dieses Erkenntnis fand ebenfalls bereits Eingang in das EEG. So fördert das EEG 2012 nur noch solche Anlagen, bei denen eine Wärmenutzung von 60 % (inklusive 25 % zur Bereitstellung des Eigenwärmebedarfs) beträgt. Eine Betreiberbefragung ergab jedoch, dass der durchschnittliche Wärmenutzungsgrad im Jahr 2011 bei 45 % lag, wobei dieser Wert von Experten noch als zu hoch eingeschätzt wurde (DBFZ und TLL 2012). Die Verbesserung des Wärmenutzungsgrades ist daher eine zentrale Maßnahme zur Steigerung der Klimateffizienz von Biogasanlagen.

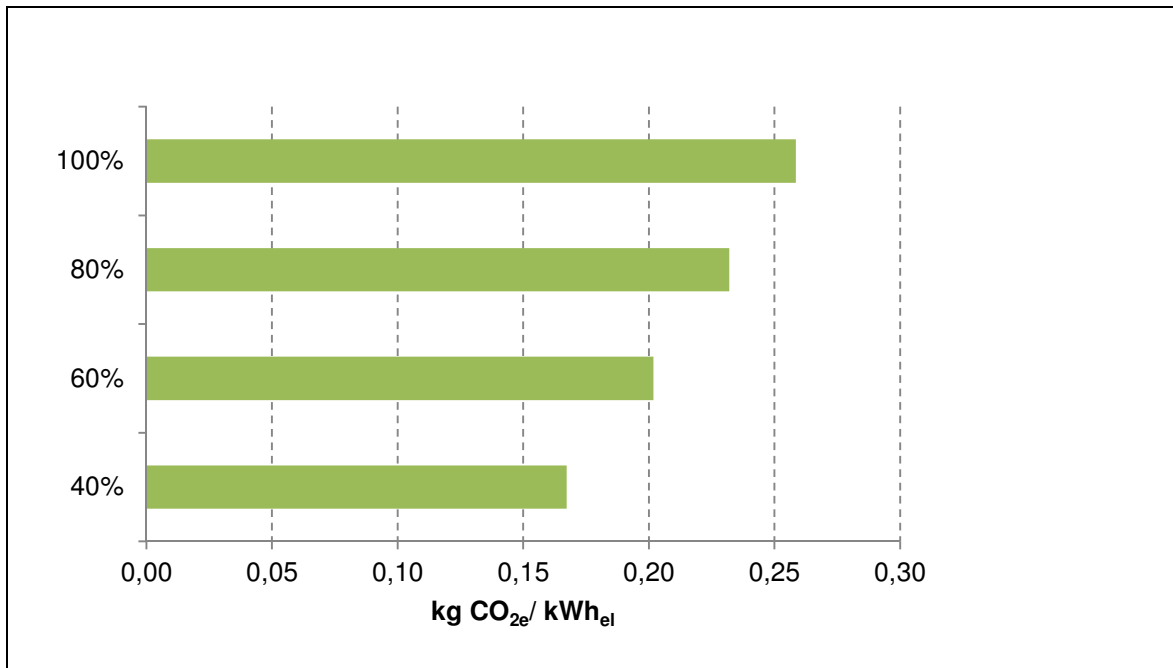


Abb. 5.5: THG-Reduktionspotenzial pro kWh_{el} von Biogasanlagen (Wärmenutzungsgrad)

Die Grafik zeigt die Ergebnisse für eine Biogasanlagen mit verschiedenen hohen Wärmenutzungsgraden und im Vergleich zum Referenzsystem (eigene Berechnung).

5.9.2 Einfluss direkter Landnutzungsänderungen auf die THG-Bilanz

Veränderungen der Flächennutzung spielen bei allen Produktsystemen, die ein Biomasseanbausystem beinhalten, eine Rolle hinsichtlich der ökologischen Bewertung, da mit einer Flächenumnutzung Änderungen zum Beispiel im Kohlenstoffgehalt im Boden oder der Biodiversität der Fläche einhergehen können. Dabei ist zwischen direkten, die Betriebsebene betreffenden Landnutzungsänderungen und indirekten Landnutzungsänderungen zu unterscheiden (UBA 2009, 16).

Direkte Landnutzungsänderungen sind in Deutschland ausschließlich hinsichtlich des Umbruchs von Grünland- und Moorflächen relevant. Beim Grünflächenumbruch beziehungsweise während der folgenden Kultivierung werden große Mengen Humus durch mikrobielle Prozesse im Boden abgebaut und der darin gebundene Kohlenstoff (Humus-C) wird in Form von CO_2 freigesetzt (Schmid und Hülsbergen 2010). Findet im Zuge der Energiepflanzenproduktion eine direkte Landnutzungsänderung statt, so sollten die Emissionen den Endprodukten Wärme und/oder Strom zugeschrieben werden.

Um den Einfluss direkter Landnutzungsänderungen abzuschätzen, wird in dieser Arbeit berechnet, wie viel Hektar Grünland einmalig umgebrochen werden dürfte, sodass noch ein klimaneutraler Betrieb der Biogasanlage über ihre Lebensdauer möglich ist. Vereinfacht wird hier von einer Betriebsdauer von 20 Jahren ausgegangen. Damit ist der Zeitraum identisch mit der typischerweise angenommenen Dauer der CO_2 -Freisetzung nach einer Landnutzungsänderung.

Der berechnete Wert zeigt auf, welchen Einfluss Landnutzungsänderungen auf die THG-Bilanz von Biogasstrom haben können. Die Anzahl der Hektar an Grünlandumbruch wurde zwischen 1 und 75 ha variiert. Der jährliche Flächenbedarf für die Beispielanlage mit einer Leistung von $150 \text{ kW}_{\text{el}}$, die mit 30 % Maissilage, 30 % Getreidesilage und 30 % Grassilage betrieben wird, beträgt circa 72 ha. Vereinfachend wird von einem Wärmenutzungsgrad von 100 % ausgegangen. Für die Umwandlung von Grünland in Ackerland ist Schmid und Hülsbergen (2010, 237 ff.) zufolge eine Freisetzung von $1.000 \text{ kg Humus-C/ (ha*a)}$ über einen Zeitraum von 20 Jahren anzusetzen. Insgesamt belaufen sich die Emissionen demnach auf $20.000 \text{ kg Humus-C}$ beziehungsweise etwa 73.000 kg CO_2 , die innerhalb von 20 Jahren freigesetzt werden. Unter diesen Voraussetzungen arbeitet die Beispielanlage mit einer Leistung von $150 \text{ kW}_{\text{el}}$ gerade noch klimaneutral, wenn rund 74 ha Grünland einmalig umgebrochen werden und die gesamte Strombereitstellung von 20 Jahren berücksichtigt wird (vgl. Abb. 5.6).

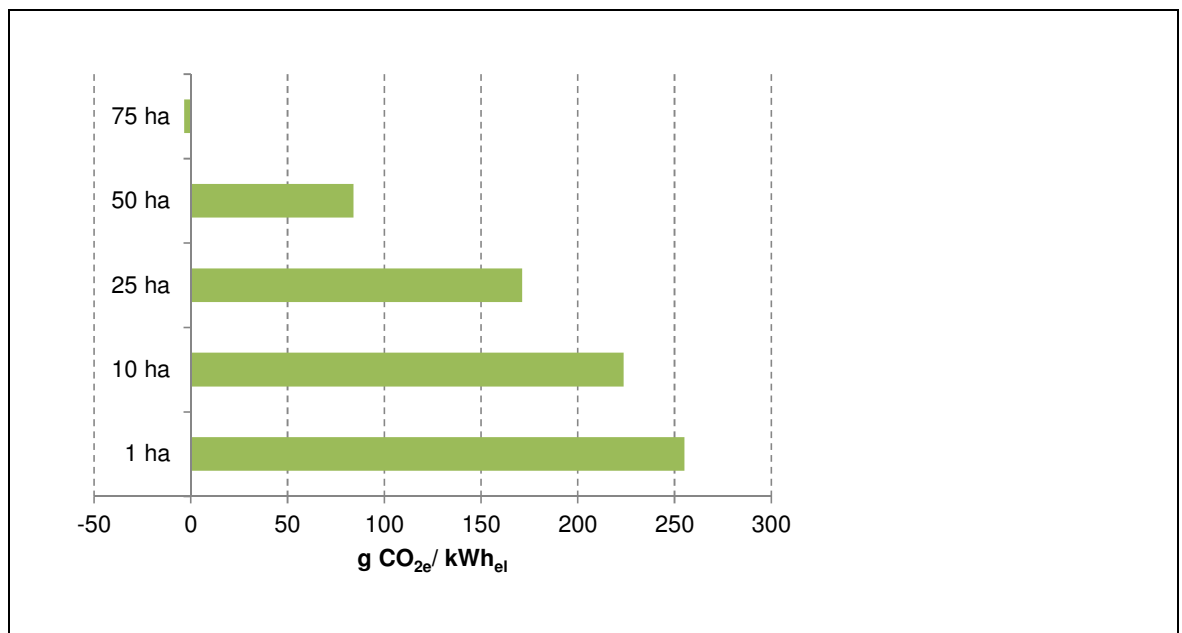


Abb. 5.6: THG-Reduktionspotenzial pro kWh_{el} von Biogasanlagen (Grünlandumbruch)

Die Grafik zeigt die Ergebnisse für eine Beispielbiogasanlage mit 100% Wärmenutzung bei Berücksichtigung von Grünlandumbruch verschiedenen Umfangs und im Vergleich zum Referenzsystem (eigene Berechnung).

5.10 Biogasaufbereitung und -einspeisung

Biomethan gilt als besonders geeigneter Energieträger unter den erneuerbaren Energien, da es sowohl aus Reststoffen als auch aus Energiepflanzen hergestellt, im Gasnetz gespeichert sowie zu vielfältigen Nutzern transportiert werden kann (WBGU 2009). Die Strom- und Wärmeerzeugung durch direkte Verbrennung von Biogas ist oftmals wenig effizient, da es gerade in ruralen Gebieten, in denen sich die Mehrzahl der bestehenden Biogasanlagen befindet, an kontinuierlichen Wärmeabnehmern mangelt (vgl. DBFZ und TLL 2010). Die Variation des Wärmenutzungsgrades in Kapitel 5.9.1 hat verdeutlicht, dass das Klimaschutzpotenzial von Biogasanlagen mit sinkendem Wärmenutzungsgrad deutlich abnimmt. Wird stattdessen das Erdgasnetz zur Verteilung von Biomethan genutzt und am Ort der Nutzung ein höherer Wärmenutzungsgrad erreicht, so besteht die Möglichkeit, dass die THG-Einsparung steigt.

Politisch wurde aufgrund der Vorteile der Biomethannutzung gegenüber der direkten Biogasnutzung das Ziel formuliert, bis 2020 sechs Milliarden Kubikmeter Biomethan jährlich in das Erdgasnetz einzuspeisen. Inwiefern dieses Ziel erreicht werden kann, ist bei den derzeitigen Zubauraten an Aufbereitungsanlagen fraglich. Im Jahr 2010 beispielsweise waren erst 48 Biogasaufbereitungs- und -einspeiseanlagen mit einer Einspeisekapazität von 280 Mio. Nm³ in Betrieb (DBFZ und TLL 2010). Hemmnisse für den Bau von Aufbereitungsanlagen sind unter anderem die deutlich höheren Kosten von Biomethangas im Vergleich zu Erdgas, die auch auf die derzeit teure Biogasaufbereitung zurückzuführen sind (Gottwald und Giorgis 2010).

Eine Biogasaufbereitung ist notwendig, da Rohbiogas nur einen Methangehalt von 45 bis 70 % aufweist (FNR 2009), was zu gering für eine direkte Einspeisung in das öffentliche Erdgasnetz ist: Für die Einspeisung ist ein Methangehalt von 90 % (L-Netz) beziehungsweise 95 % (H-Netz) notwendig. Da Rohbiogas zu 25 bis 55 % aus Kohlenstoffdioxid (CO₂) besteht, ist eine möglichst vollständige CO₂-Entfernung das entscheidende Ziel jeder Biogasaufbereitung.

Die THG-Bilanz des Produktes Biomethan und damit auch die Vorteilhaftigkeit gegenüber einer fehlenden Aufbereitung und direkten Nutzung des Biogases wird deutlich durch die Art des Aufbereitungsverfahrens beeinflusst, da in den auf dem Markt verfügbaren Verfahren unterschiedliche Energieeinsätze notwendig sind, verschiedene Chemikalien zum Einsatz kommen sowie der Methanverlust unterschiedlich hoch ist (Urban et al. 2009). Im Folgenden werden die wichtigsten Verfahren technisch beschrieben sowie einige relevante Aspekte in Hinblick auf ihre ökologischen Vor- und Nachteile vorgestellt. Ein wichtiges Kriterium hinsichtlich der Klimaschutzeffizienz ist der Methanschluß, beziehungsweise der Methanverlust, der in den Anlagen auftritt. Denn aufgrund der hohen Klimawirkung von Methan kann bereits ein Methanschluß von wenigen Prozent die durch den höheren Wärmenutzungsgrad erzielbare Klimaschutzwirkung aufheben. Judex (2009) zufolge ist bereits ein Methanverlust von 3 % aus Umweltgesichtspunkten nicht akzeptabel.

Bei der Absorption (Aminwäsche) wird mit Wäscherkolonnen und bei hohen Temperaturen CO₂ durch chemisches Binden an ein Lösemittel (zum Beispiel Monoethanolamin, MEA) aus dem Biogas entfernt (Urban et al. 2009). Vorteile dieses Verfahrens sind ein geringer Methanverlust von meist deutlich weniger als 0,1 % (vgl. Günther 2007) sowie der nahezu drucklose Betrieb (Urban et al. 2009). Allerdings kommen große Mengen an Chemikalien als Lösemittel zum Einsatz (IFEU 2008b), die regelmäßig regeneriert werden müssen (Urban et al. 2009). Der hohe Chemikalien- und Energieeinsatz zur Regeneration der Wäscherkolonnen beeinträchtigen die Wirtschaftlichkeit dieses Verfahrens, sodass ein wirtschaftlicher Betrieb insbesondere bei kleinen Gasdurchsätzen selten möglich ist (Urban et al. 2009).

Bei der Druckwechseladsorption (PSA) wird mit Adsorbentien wie Aktivkohle oder Molekularsieben und Drücken von 4 bis 7 bar das CO₂ aus dem Biogas entfernt (Urban et al. 2009). Beim Einsatz von Aktivkohle limitieren deren Standzeit und die notwendige Entsorgung der beladenen Aktivkohle das Verfahren. Weitere Nachteile sind die Kosten zum Erzeugen des hohen Drucks und verhältnismäßig hohe Methanverluste, unter anderem beim Umschalten der Aktivkohlefilter (Urban et al. 2009). Schätzungen zufolge liegt der Methanverlust bei mehrstufigen Verfahren etwa zwischen 1 bis 4 %, während der Methanverlust bei einstufigen Verfahren um die 8 bis 12 % beträgt (Judex 2009). Judex (2009) zufolge lag der im Langzeitbetrieb erreichte Methanverlust zum Zeitpunkt der Veröffentlichung bei etwa 2,6 %, für technisch möglich und ökonomisch tragbar hielt der Autor zu diesem Zeitpunkt einen Methanverlust von maximal 1 %.

Ein ebenfalls sehr häufig eingesetztes Verfahren zur CO₂-Abtrennung ist die Druckwasserwäsche (DWW) (FNR 2009). In diesem Verfahren wird mit Wäscherkolonnen unter Einsatz von Wasser das CO₂ aus dem Biogas entfernt. Das Biogas wird bei einem Druck von 3 bis 9 bar im Wäscher im Gegenstrom zum Wasser gereinigt (FNR 2009). Der Methanverlust bei der Druckwasserwäsche beträgt in etwa 2 % (Judex 2009). Neben dem verhältnismäßig hohen Methanverlust des Verfahrens sind die Kosten für die Umwälzung des Wassers und die Druckerhöhung für das Biogas insbesondere für kleine Anlagen problematisch.

Des Weiteren kommt neuerdings die Gaspermeation mittels Membranen zur Biogasaufbereitung zum Einsatz. Dabei macht man sich zunutze, dass Schwefelwasserstoff (H₂S) und CO₂ die Membran schneller durchwandern als Methan (CH₄) (FNR 2009). Um den Trennvorgang zu beschleunigen, wird der Druck auf etwa 25 bar erhöht. Das Methan sammelt sich auf der Hochdruckseite, ein Teil des Methans tritt durch die Membran. Dem begegnet man durch Serienschaltung von Membranen und Rückführung der methanreicheren Teilströme. Eine Herausforderung insbesondere für kleine Anlagen sind die hohen Energiekosten zur Bereitstellung der Drücke und die verhältnismäßig kurze Standzeit der Membranen von etwa drei Jahren (vgl. FNR 2009). Während bei den ersten Anlagen noch sehr hohe Methanverluste von 5 bis 15 % gemessen wurden (Dachs und Zach 2008), konnten die Verluste in den vergangenen Jahren durch eine mehrstufige Anordnung der Membranen auf 1,5 bis 3 % reduziert werden. Im Jahr 2011 war Koop (2012) zufolge erst eine Aufbereitungsanlage in Deutschland in Betrieb, die mit einem solchen Membranverfahren arbeitet.

Tab. 5.15 gibt einen Überblick über die für die Klimaschutzeffizienz wichtigen Parameter Prozessdruck und Methanschlupf.

Tab. 5.15: Prozessdruck und Methanschlupf verschiedener Aufbereitungsverfahren

Quelle: Dachs und Zach (2008, 46)

Verfahren	Prozessdruck [bar]	Methanschlupf [%]
PSA	4 – 7	1 – 10
DWW	4 – 7	1 – 2
Aminwäsche (MEA)	0,05 – 0,5	0,1 – 0,5
Membranverfahren	> 15	5 – 15

PSA, DWW und Aminwäsche sind aktuell die am häufigsten eingesetzten Verfahren (DBFZ und TLL 2010). Für diese Arbeit erfolgt eine vereinfachte Bilanzierung des PSA-Verfahrens. Jungbluth et al. (2007, 249) zufolge liegt der durchschnittliche Elektrizitätsbedarf für die PSA bei $0,5 \text{ kWh}_{\text{el}}$ pro Nm^3 Produktgas. Außerdem treten die in Tab. 5.16 aufgeführten Emissionen an Luftschadstoffen auf. Die dort aufgeführten Methanemissionen stimmen mit einem Methanschluß von knapp 3 % überein. Aufwendungen und Emissionen, die durch die Bereitstellung der notwendigen Infrastruktur entstehen, wurden in dieser Studie nicht berücksichtigt, da hierzu kaum Informationen vorliegen. Aktuellere und empirische Daten zu verschiedenen Biogasaufbereitungsverfahren werden derzeit im Rahmen des Projekts MONA¹⁶ generiert, in welchem bestehende Biogasaufbereitungsanlagen zur Einspeisung von Biogas in das Erdgasnetz verglichen werden.

Tab. 5.16: Emissionen an Luftschadstoffen bei der Biogasaufbereitung

Quelle: Jungbluth et al. (2007, 249)

Luftschadstoff	Emissionen [kg/ Nm ³]
CH ₄	0,022
CO ₂	0,87
H ₂ S	0,0000035

Für den Bezug auf die funktionelle Einheit kWh_{el} wurde ein BHKW mit einer Leistung von $500 \text{ kWh}_{\text{el}}$ mit einem Substratinput von 30 % Maissilage, 30 % Getreidesilage, 30 % Silage von DGL und 10 % Gülle angenommen. Die technischen Kennwerte zur Anlage sind in Tab. 5.1 aufgeführt.

Gegenüber einer direkten Nutzung des unaufbereiteten Biogases verschlechtert sich die Ökobilanz durch den zusätzlichen Methanschluß und den Elektrizitätsbedarf, sofern davon ausgegangen wird, dass der Wärmenutzungsgrad sich nicht verändert. Wird wie in Tab. 5.16 aufgeführt ein Methanschluß von 3 % angenommen, so erzielt die Biogasaufbereitung keinen ökologischen Vorteil. Vielmehr fällt selbst bei einer Erhöhung des Wärmenutzungsgrads von 0 % auf 100 % die THG-Bilanz bei Biogasaufbereitung etwas schlechter aus (vgl. Abb. 5.7). Die Ergebnisse bestätigen somit die Aussage von Judex (2009).

Ein Vorteil gegenüber einer fehlenden Aufbereitung ergibt sich nur bei geringerem Methanschluß und in dem Fall, dass ein sehr hoher Wärmenutzungsgrad erzielt werden kann. Abb. 5.8 zeigt beispielhaft, dass ein Vorteil erzielt wird, wenn der Methanschluß 1 % beträgt und der Wärmenutzungsgrad um etwa 70 % gesteigert werden kann.

¹⁶ MONA = Monitoring des Biomethanproduktionsprozesses: <http://www.nachwachsenerohstoffe.de>

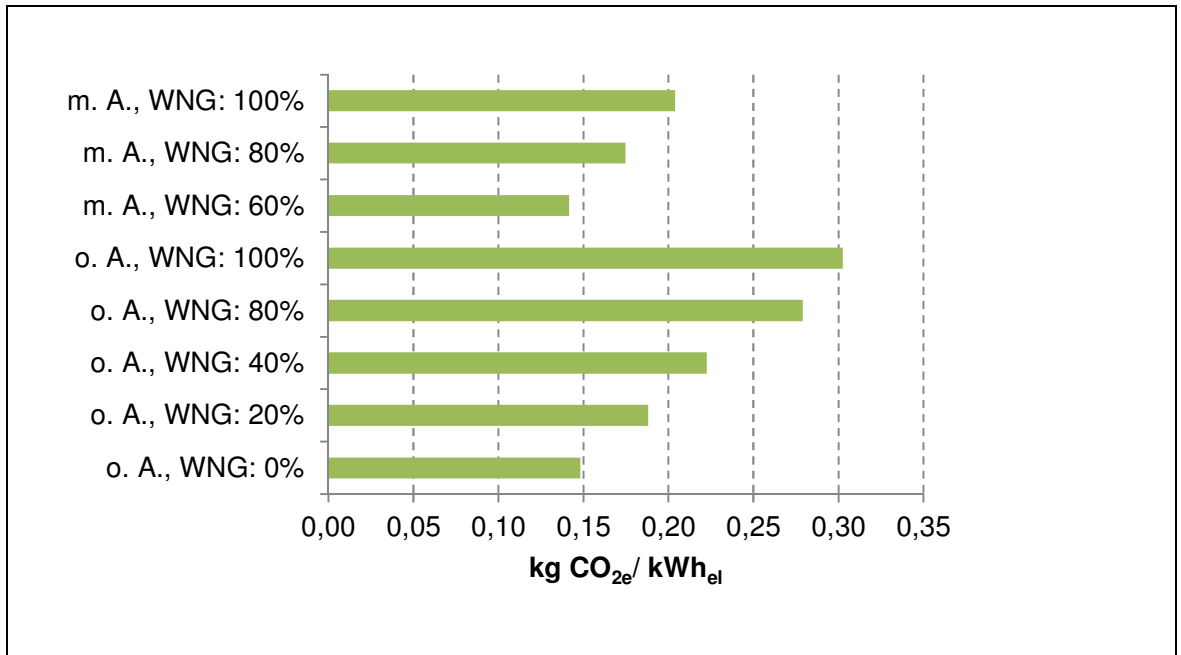


Abb. 5.7: THG-Reduktionspotenzial pro kWh_{el} der Biogasaufbereitung (3 % Methanschluß)

Die Grafik zeigt Ergebnisse für Biogasanlagen mit und ohne Aufbereitung (m. A. beziehungsweise o. A.) bei Berücksichtigung verschieden hoher Wärmenutzungsgrade (WNG) im Vergleich zum Referenzsystem Strom (eigene Berechnung). Der Methanschluß beträgt 3 %.

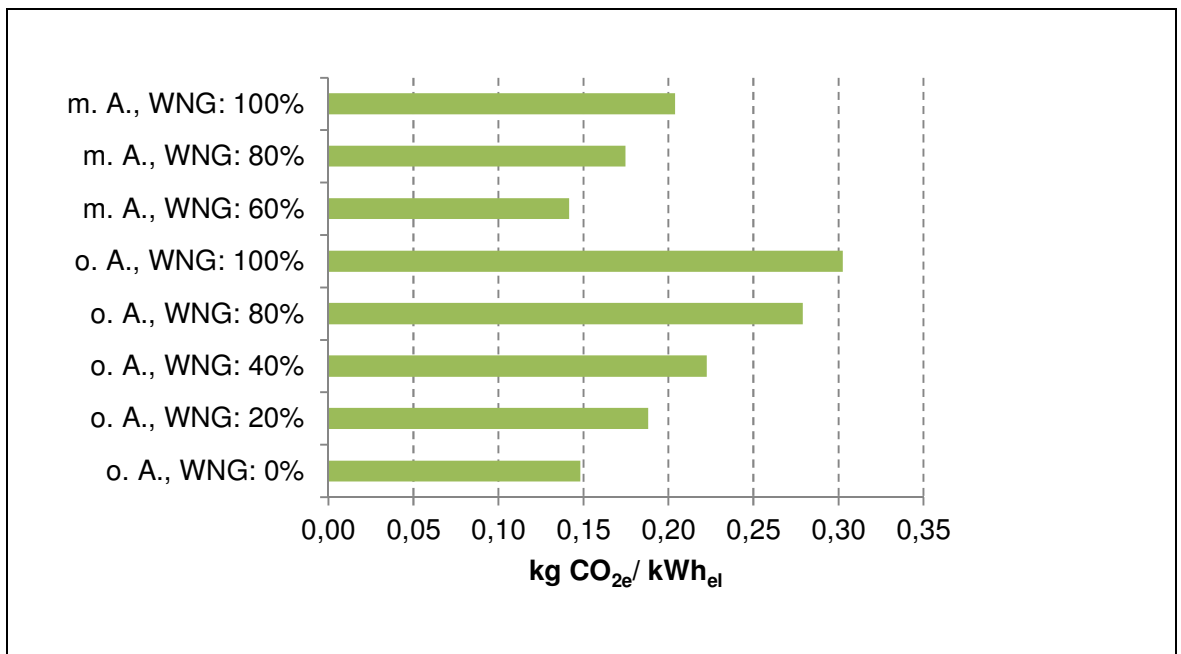


Abb. 5.8: THG-Reduktionspotenzial pro kWh_{el} der Biogasaufbereitung (1 % Methanschluß)

Die Grafik zeigt Ergebnisse für Biogasanlagen mit und ohne Aufbereitung (m. A. beziehungsweise o. A.) bei Berücksichtigung verschieden hoher Wärmenutzungsgrade (WNG) im Vergleich zum Referenzsystem Strom (eigene Berechnung). Der Methanschluß beträgt 1 %.

6 Zusammenfassung und Diskussion

Der vorliegende Bericht stellt die Ergebnisse einer Umweltbewertung von Bioenergiebereitstellungs- und -nutzungsoptionen vor. Die Bewertung erfolgte im Rahmen des Projekts „EE-Regionen: Sozialökologie der Selbstversorgung“ und verfolgt mehrere Ziele. Zunächst werden verschiedene Bioenergiebereitstellungsverfahren, wie sie heute im Einsatz sind, aus ökologischer Sicht miteinander verglichen. Außerdem werden anlagenspezifische Ergebnisse bereitgestellt, um die ökologischen Wirkungen berechnen zu können, die mit bestehenden Bioenergiebereitstellung und -nutzungsanlagen einhergehen. Hierfür ist es erforderlich, die Umweltwirkungen bezogen auf die funktionellen Einheiten thermische und elektrische Kilowattstunde auszuweisen.

Um die genannten Ziele zu erreichen, wurde die Methode der Ökobilanzierung angewandt, wobei die Wirkungskategorien Treibhauseffekt, Versauerung, Eutrophierung, Abbau der Ozonschicht und photochemische Oxidation berücksichtigt wurden. Die Methode der Ökobilanzierung hat jedoch nur eine begrenzte Aussagekraft, wenn es um die gesamtökologische Bewertung von Verfahren und Produkten geht. Denn erstens werden nicht alle Wirkungen auf die Umwelt erfasst: Wirkungen auf die Bodenqualität, auf den Wasserhaushalt und auf die Biodiversität werden beispielsweise nicht standardmäßig in Ökobilanzen einbezogen. Zweitens werden die Potenziale für die Bereitstellung bestimmter Produkte oder Energieformen nicht berücksichtigt. Die begrenzte Flächenverfügbarkeit und das Auftreten von Nutzungskonkurrenzen sind jedoch gerade bei der Bioenergieerzeugung und -nutzung von entscheidender Bedeutung für die ökologische und sozioökonomische Bewertung. Und drittens kann die Bereitstellung von Produkten indirekte Effekte bewirken, die klassischerweise nicht Teil der Ökobilanzierung sind. Am Beispiel der Biokraftstoffproduktion und damit verbundener indirekter Landnutzungsänderungen (ILUC) hat sich in den vergangenen Jahren eine politische und wissenschaftliche Debatte um die Berücksichtigung indirekter Effekte in der Umweltbewertung und in der Ökobilanzierung entwickelt. Prinzipiell können alle Bioenergieerzeugungsoptionen, die auf Anbaubiomasse beruhen, von ILUC betroffen sein.

Um den komplexen Anforderungen bei der ökologischen Bewertung von Bioenergie gerecht zu werden und mit der Methode der Ökobilanzierung nicht zu Fehlschlüssen zu kommen, werden die Ergebnisse der vorliegenden Studie zunächst vorgestellt und dann literaturbasiert um Erkenntnisse zu weiteren direkten Umweltwirkungen, zu den Potenzialen der Bioenergie und zu möglichen indirekten Effekten ergänzt. Dabei werden auch sozioökonomischen Risiken in den Blick genommen. Zuletzt werden einige Empfehlungen aus den Ergebnissen abgeleitet.

Abb. 6.1 zeigt die Ergebnisse der Ökobilanzierung für die Wirkungskategorie Treibhauseffekt. Dargestellt ist die Einsparung an THG-Emissionen, die durch das jeweilige Bioenergieverfahren im Vergleich zum Strom- und Wärmereferenzsystem erzielt wird. Innerhalb der untersuchten strom- und wärmeerzeugenden Verfahren sparen mit Waldrest- oder KUP-Holz befeuerte Heizkraftwerke am meisten THG-Emissionen ein. Ob Dampfturbinen oder die ORC-Technologie zum Einsatz kommen, spielt dabei keine große Rolle. Bei Biogasanlagen ist es entscheidend, welche Substrate verwendet werden. Hohe THG-Einsparungen zeigen sich beim Einsatz von Reststoffen wie Gülle und Landschaftspflegematerial. Sehr gering fällt die Einsparung beim Einsatz von Mais- oder Getreidesilage und von Grassilage von Dauergrünland aus, da deren Anbau mit verhältnismäßig hohen Düngemittel- und Pestizidgaben einhergeht. Grünlandumbruch sollte unbedingt vermieden werden, da die zusätzlich freigesetzten THG-Emissionen die Klimabilanz deutlich verschlechtern. Etwas besser als Mais, Getreide und Dauergrünland schneiden Blumen- und Staudenmischungen und die durchwachsene Silphie ab.

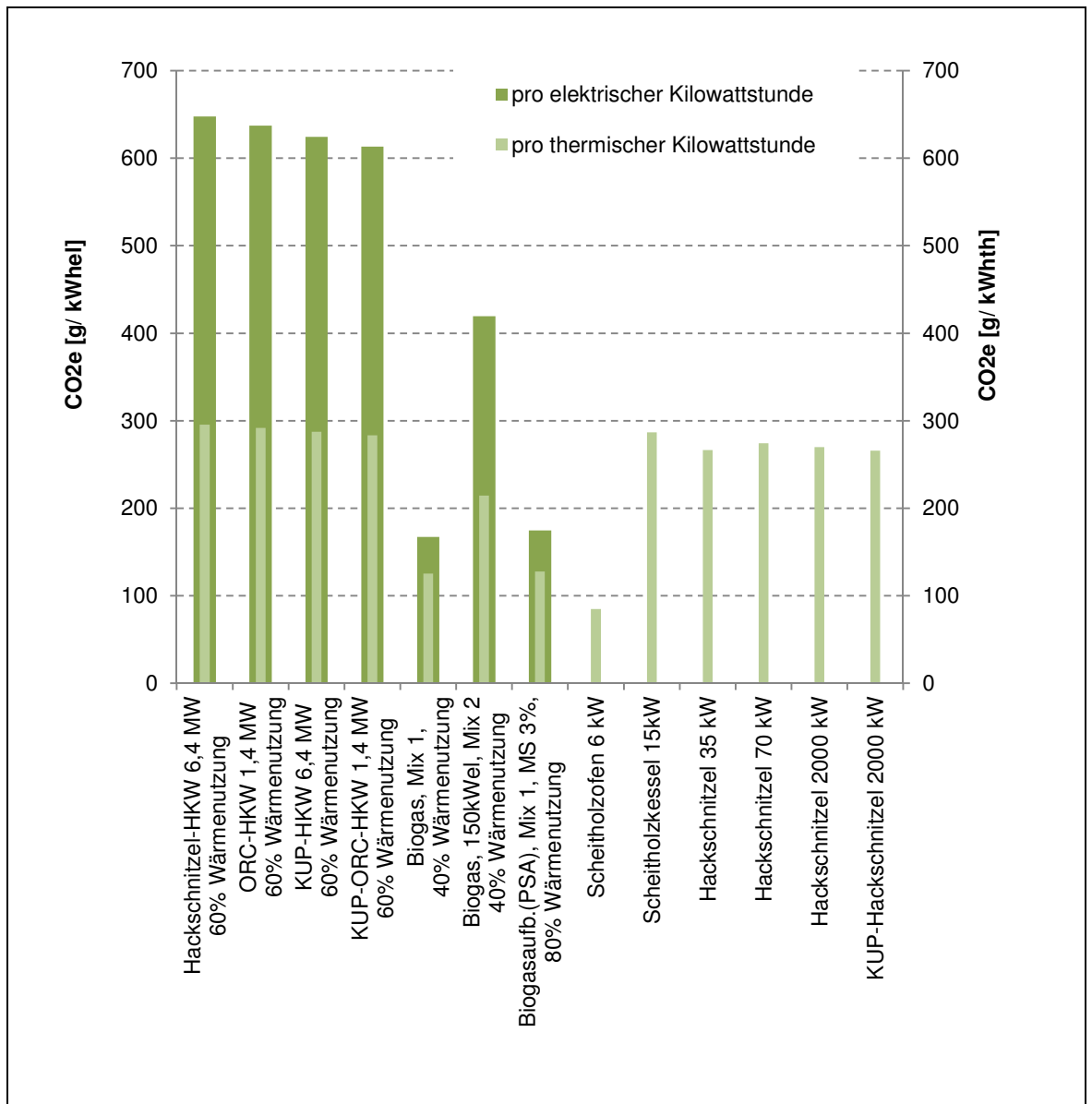


Abb. 6.1: THG-Reduktionspotenzial pro kWh_{el} und kWh_{th} von holzbetriebenen HKW und Biogasanlagen

Die Grafik zeigt Ergebnisse für holzbetriebene HKW und Biogasanlagen bei Berücksichtigung verschiedener Substrate und im Vergleich zu den Referenzsystemen Wärme und Strom (eigene Berechnung). Die Allokation zwischen Wärme und Strom erfolgte nach Exergie. Mix 1 = 30 % Maissilage, 30 % Getreidesilage, 30 % Grassilage aus Dauergrünland, 10 % Gülle; Mix 2 = 60 % Gülle, 40 % Grassilage aus Landschaftspflegematerial; MS = Methanschluß.

Eine Biogasaufbereitung bringt bei dem angenommenen Methanschluß von 3 % trotz höherer erreichbarer Wärmenutzungsgrade keine nennenswerte Einsparung an THG. Bei geringerem Methanschluß ist eine signifikante Verbesserung der THG-Bilanz möglich. Ein Vorteil der Biogasaufbereitung und -einspeisung ist, dass das Erdgasnetz als Speicher dienen kann und das Biogas flexibel in verschiedenen Sektoren eingesetzt werden kann. Die ausschließlich wärmeerzeugenden Kleinf Feuerungsanlagen erzielen zwar eine verhältnismäßig hohe THG-Einsparung im Vergleich zu anderen wärmeliefernden Bioenergieverfahren, in der Summe ist die THG-Einsparung bei KWK-

Anlagen jedoch selbstverständlich höher, da die im Brennstoff enthaltene Energie bei gleichzeitiger Wärme- und Stromerzeugung effizienter genutzt wird.

Abb. 6.2 und Abb. 6.3 zeigen die Ergebnisse der Ökobilanzierung für die Wirkungskategorien Versauerung und Eutrophierung. Wiederum ist der Netto-Effekt der Wirkungen der Bioenergieverfahren im Vergleich zu den Referenzsystemen für Wärme und Strom dargestellt.

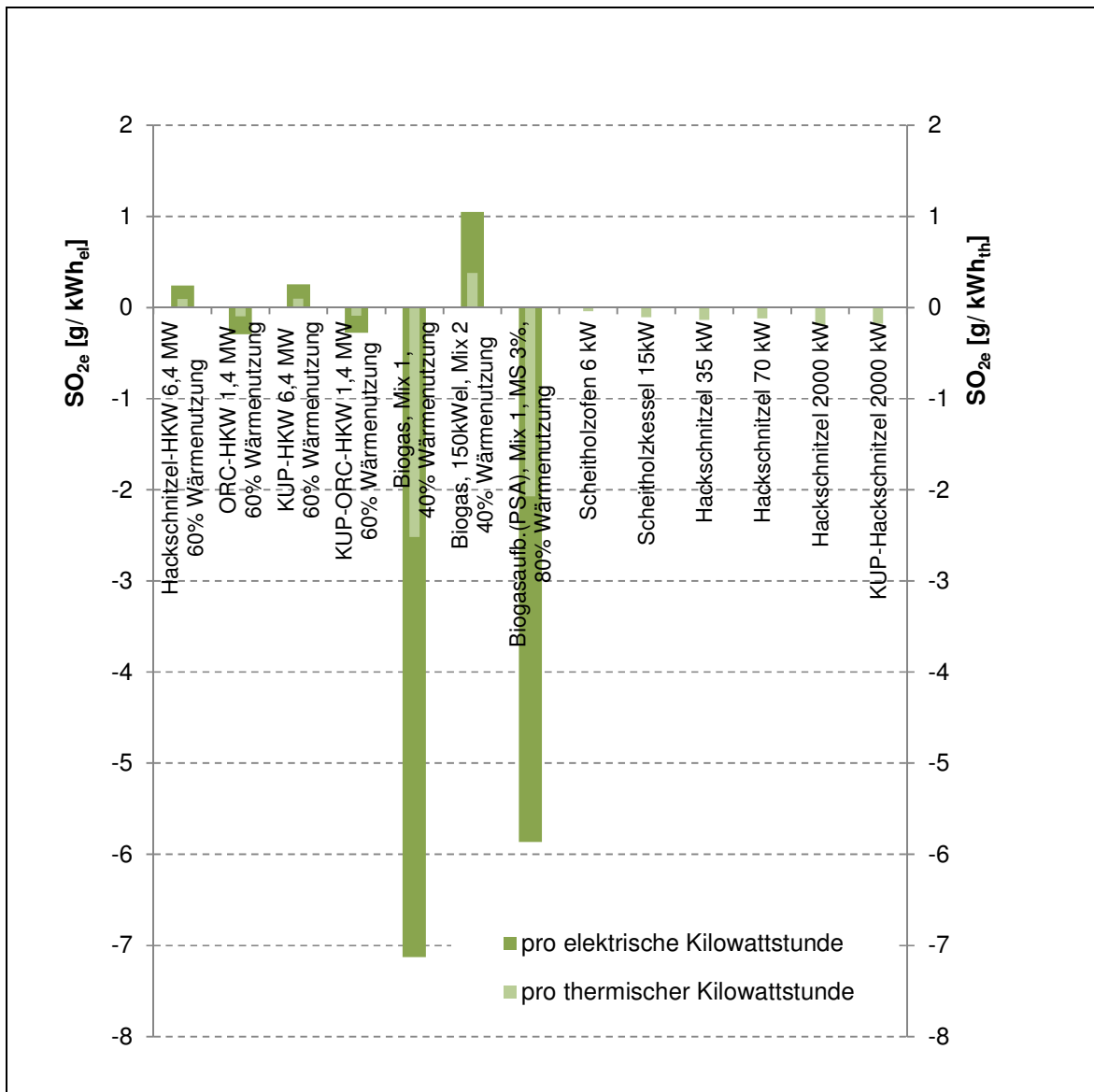


Abb. 6.2: Versauerungs-Reduktionspotenzial pro kWh_{el} und kWh_{th} von holzbetriebenen HKW und Biogasanlagen

Die Grafik zeigt Ergebnisse für holzbetriebene HKW und Biogasanlagen bei Berücksichtigung verschiedener Substrate und im Vergleich zu den Referenzsystemen Wärme und Strom (eigene Berechnung). Die Allokation zwischen Wärme und Strom erfolgte nach Exergie. Mix 1 = 30 % Maissilage, 30 % Getreidesilage, 30 % Grassilage aus Dauergrünland, 10 % Gülle; Mix 2 = 60 % Gülle, 40 % Grassilage aus Landschaftspflegematerial; MS = Methanschlußf.

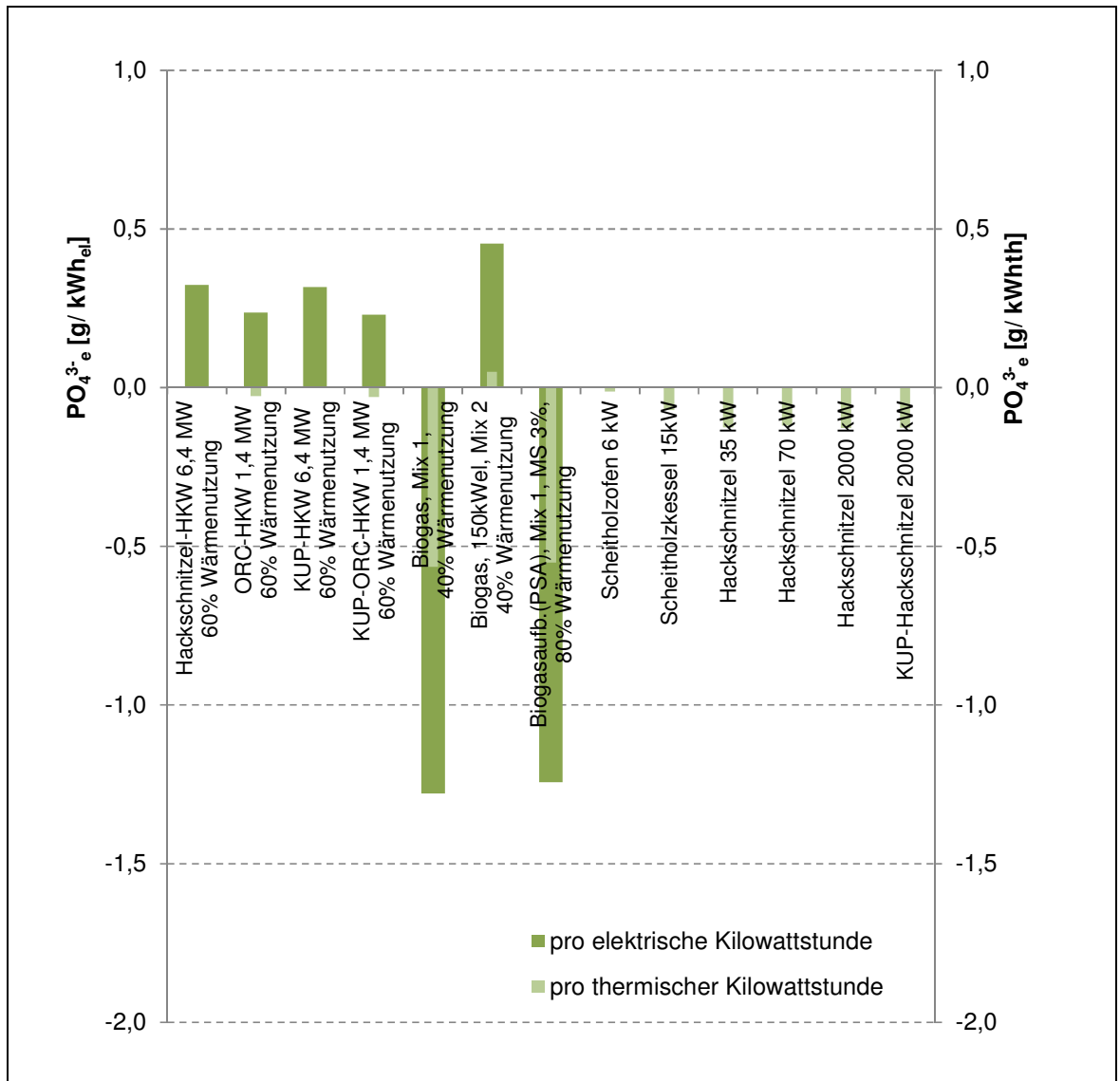


Abb. 6.3: Eutrophierungs-Reduktionspotenzial pro kWh_{el} und kWh_{th} von holzbetriebenen HKW und Biogasanlagen

Die Grafik zeigt Ergebnisse für holzbetriebene HKW und Biogasanlagen bei Berücksichtigung verschiedener Substrate und im Vergleich zu den Referenzsystemen Wärme und Strom (eigene Berechnung). Die Allokation zwischen Wärme und Strom erfolgte nach Exergie. Mix 1 = 30 % Maissilage, 30 % Getreidesilage, 30 % Grassilage aus Dauergrünland, 10 % Gülle; Mix 2 = 60 % Gülle, 40 % Grassilage aus Landschaftspflegematerial; MS = Methanschluß.

Insbesondere fällt auf, dass die Bereitstellung und energetische Nutzung von Biogas aus den Anbaubiomassen Mais, Getreide und Intensivgrünland im Vergleich zu den Referenzsystemen für Strom und Wärme deutlich schlechter abschneiden, das heißt es werden mehr SO_{2e}-Emissionen freigesetzt. Dies ist wiederum auf die hohen Düngemittelgaben zurückzuführen, die für den Anbau der Substrate, insbesondere für den Anbau von Mais und Getreide, erforderlich sind. Alle anderen Bioenergieformen führen zu geringfügig höheren oder niedrigeren SO_{2e}- beziehungsweise PO₄³⁻-Emissionen im Vergleich zu den Referenzsystemen.

Die Verwendung von Anbaubiomasse wie Mais und Getreide in der Bioenergieerzeugung ist aufgrund der hohen Aufwendungen in Form von Düngemittel und Pestiziden demnach nicht zu empfehlen. Ausnahmen stellen Kurzumtriebsplantagen dar, die einen geringen Düngemittel- und Pestizidbedarf aufweisen. Andere ökologische Nachteile beim Maisanbau sind eine geringe Biodiversität sowie ein erhöhtes Erosionsrisiko auf den landwirtschaftlichen Flächen. Der mit Erosionsprozessen einhergehende Phosphorverlust im Boden stellt ein erhebliches Risiko dar, da der Nährstoff Phosphor nicht wie Stickstoff in der Atmosphäre unbegrenzt zur Verfügung steht (Scheffer und Schachtschabel 2002). Stattdessen müssen noch effiziente Verfahren entwickelt werden, die es ermöglichen, Phosphor aus Gewässern zurückzugewinnen, da die Phosphorvorkommen im Gestein begrenzt sind. Vorteilhaft besonders aus Sicht der Biodiversität sind Kulturen wie Blumen- und Staudenmischungen. Diese können ähnlich wie die durchwachsene Silphie oder Kurzumtriebsplantagen wegen ihrer Mehrjährigkeit auch einen Erosionsschutz auf landwirtschaftlichen Flächen bieten und zur Kohlenstoffspeicherung im Boden beitragen.

Weitere Aspekte sprechen gegen den Einsatz von Anbaubiomasse in der Energieerzeugung. Denn die bislang dargestellten Ergebnisse der Ökobilanzierung berücksichtigen nicht die begrenzte Verfügbarkeit von Biomasse beziehungsweise die begrenzte Verfügbarkeit von Agrarfläche. Dass es sich um eine *begrenzte* Ressource handelt, hat jedoch Folgen für die Umweltverträglichkeit und Nachhaltigkeit verschiedener Bioenergiebereitstellungs- und -nutzungsoptionen. Dies wird unter anderem deutlich in der Debatte um CO₂-Emissionen aus ILUC sowie in der Tank-Teller-Diskussion.

Unter ILUC sind Verdrängungsprozesse in der Landwirtschaft zu verstehen, die auftreten, wenn die landwirtschaftliche Fläche, die für die Bereitstellung von Biomasse für die Bioenergieerzeugung verwendet wird, auf vorhandener Agrarfläche expandiert. Unter der Voraussetzung, dass die Nachfrage nach den vormalig dort angebauten Erzeugnissen gleich bleibt oder nur geringfügig sinkt, muss andernorts neue Agrarfläche erschlossen werden, was mit der Konversion von natürlichen Ökosystemen einhergeht (UBA 2012). ILUC treten nicht auf, wenn ungenutzte Flächen wie beispielsweise ehemalige Stilllegungsflächen für den Anbau der Biomasse verwendet werden. Das Ausmaß von ILUC ist abhängig von der Flächeneffizienz der jeweiligen Kultur aber auch von konkreten Verdrängungsmechanismen. Insbesondere bei Anbaubiomasse wie Mais und Getreide, welche typischerweise in der Biogaserzeugung eingesetzt werden, ist das Auftreten von ILUC zu erwarten. Bei der Produktion von Biokraftstoffen der ersten Generation fallen die ILUC-Faktoren teilweise so hoch aus, dass insgesamt mehr THG freigesetzt werden als durch die fossile Energieerzeugung (Searchinger et al. 2008; Fritsche et al. 2010; Laborde 2011). THG-Emissionen aus ILUC wurden in der hier durchgeführten THG-Bilanz nicht berücksichtigt, da hierfür spezifische Modelle erforderlich sind. Demnach wird die Einsparung an THG-Emissionen, wie sie hier aufgeführt ist, bei Verfahren, die auf dem Einsatz von Anbaubiomasse beruhen, vermutlich überschätzt. Bei Reststoffen wie Gülle, Landschaftspflegematerial oder Waldrestholz ist nicht zu erwarten, dass ILUC auftritt – es sei denn die Reststoffe wurden vor ihrer energetischen Verwertung bereits anderweitig genutzt, sodass sie dort gegebenenfalls durch Rohstoffe von landwirtschaftlichen Flächen ersetzt werden müssen. Bezüglich möglicher indirekter Effekte bei der energetischen Verwendung von Reststoffen besteht weiterer Forschungsbedarf.

Neben ILUC kann sich die Bioenergienutzung negativ auf die globale Ernährungssicherheit auswirken. Dies betrifft vor allem Kulturpflanzen, die vornehmlich für die Nahrungs- und Futtermittelherstellung verwendet werden – innerhalb der hier untersuchten Einsatzstoffe sind dies wiederum Mais und Getreide. Sobald diese Rohstoffe in signifikanter Menge in der Bioenergieerzeugung Verwendung finden, verändern sich die globalen Märkte und die Nahrungsmittelpreise können steigen. Bei Anbaubiomasse kann dies auch indirekt über die zusätzliche Flächenbelegung und in

der Folge steigende Boden- und Pachtpreise erfolgen. Auf degradierten Standorten, auf denen keine Nahrungs- oder Futtermittelproduktion möglich ist, kann dagegen zusätzliche Biomasse ohne negative Folgen für die Nahrungsmittelpreise sowie ohne ILUC angebaut werden (vgl. UBA 2012).

Verschiedene Studien haben die weltweiten Potenziale für die Bioenergieerzeugung ausgewiesen (z. B. Zeddies et al. 2012). Auch wenn die Ergebnisse abhängig von der gewählten Methode und der gesetzten Annahmen eine gewisse Spannweite aufweisen, so zeigen die Studien doch, dass Bioenergie nur einen geringen Beitrag zur Deckung des weltweiten Energiebedarfs leisten kann (UBA 2012). Die Potenziale für feste Biomasse, wie Waldrestholz, sind in Deutschland weitestgehend ausgeschöpft, sodass die bestehende energetische Nutzung, die wie die Ergebnisse zu Treibhauseffekt, Eutrophierung und Versauerung zeigen, ökologische Vorteile bringt, kaum ausgebaut werden kann. Eine konsequentere Kaskadennutzung von Holz und der Ausbau von KUP und Agroforstsystemen können in begrenztem Maße zu einer Bereitstellung weiterer fester Biomasse beitragen (UBA 2012). Insgesamt wird deutlich, dass aufgrund der Begrenztheit der Potenziale und der vielseitigen energetischen Nutzungsmöglichkeiten der Biomasse, genau abzuwägen ist, in welche Bioenergiebereitstellungs- und -nutzungsoptionen in welchem Umfang investiert werden soll.

Neben dem Vergleich der ökologischen Wirkungen verschiedener Bioenergieerzeugungs- und -nutzungsoptionen ist die Frage entscheidend, ob es in dem jeweiligen Anwendungsbereich ökologisch sinnvolle, regenerative Alternativen gibt. In der Stromerzeugung stehen mit Windenergie und Fotovoltaik Verfahren zur Verfügung, die in Kombination mit Speichern und der „Power to gas“-Technologie langfristig voraussichtlich ein stabiles System formen können (UBA 2012). Biogas eignet sich bereits heute, auch über die Methanisierung und Einspeisung ins Erdgasnetz zur Bereitstellung von Regel- und Speicherenergie und kann auf diese Weise eine wichtige Rolle zur Stabilisierung des Energiesystems einnehmen. So sieht es beispielsweise der BioÖkonomieRat, ein unabhängiges Beratergremium der Bundesregierung, als entscheidende Aufgabe der Bioenergie an, "einen Teil der Ausgleichs- und Regelenergie sowie der wegbrechenden Kernkraftwerks- und fossilen Kapazitäten [zu] übernehmen" (BioÖkonomieRat 2012, 20).

Im Wärmebereich stehen mit Geothermie und Solarthermie ebenfalls alternative Verfahren zur Verfügung. Außerdem ist die energetische Gebäudesanierung von entscheidender Bedeutung, um den Heizwärmebedarf von Gebäuden signifikant zu verringern. Es bleibt der Verkehrssektor, in dem es im PKW-Individualverkehr mit der Elektromobilität eine sinnvolle Alternative gibt. Im LKW- und Schiffsverkehr ist damit zu rechnen, dass flüssiges Erdgas an Bedeutung gewinnen wird. Dies relativiert die Ergebnisse für die Biogasaufbereitung- und -einspeisung, die in der Umweltbewertung nur bei sehr hohen Wärmenutzungsgraden Vorteile gegenüber der direkten Verfeuerung zeigt: Aufgrund fehlender Alternativen im Schiffsverkehr kann eine Biogaserzeugung und eine nachgeschaltete Aufbereitung, so dass es als Kraftstoff eingesetzt werden kann, durchaus sinnvoll werden. Einzig für den Flugverkehr existieren bislang keine Alternativen für flüssige Kraftstoffe (UBA 2012). Die Bereitstellung von Kraftstoffen aus Biomasse wird daher zumindest in geringem Umfang zukünftig eine Rolle spielen.

Aus den gewonnen Erkenntnissen lassen sich einige Schlussfolgerungen für Regionen ziehen, in denen Bioenergie in relevantem Umfang bereitgestellt und genutzt wird und/oder die einen Ausbau der Bioenergieerzeugung anstreben:

- Der Einsatz von Holz in KWK-Anlagen ist im Vergleich zur fossilen Energieerzeugung ökologisch vorteilhaft. Allerdings sind die Potenziale in Deutschland nahezu ausgeschöpft, sodass ein weiterer Ausbau kaum möglich sein wird. Regionalspezifische Potenzialermittlungen können noch zur Verfügung bestehende Mengen aufdecken. Eine konsequentere Kaskadennut-

zung und der Ausbau von KUP können außerdem zukünftig weitere Biomassepotenziale freisetzen. Um Flächenkonkurrenzen zu vermeiden, sollte der KUP-Anbau in Form von Agroforstsystemen oder auf Flächen erfolgen, die für den Nahrungsmittelanbau nicht geeignet sind.

- Der Einsatz von Mais- und Getreidesilage in Biogasanlagen sollte aus ökologischen und sozioökonomischen Gründen (eutrophierende Wirkung, Erosions- und Bodendegradierungsgefahr, ILUC, Folgen für die Ernährungssicherheit) nicht weiter ausgebaut sondern vielmehr reduziert werden. Dies gilt auch für andere hier nicht untersuchte energetische Nutzungsformen der Anbaubiomasse wie die Bereitstellung von Biokraftstoffen erster Generation.
- Die Verwertung von Gülle, Bioabfällen, Landschaftspflegematerial und anderen biogenen Reststoffen in Biogasanlagen ist empfehlenswert, da sie im Vergleich zu den Referenzsystemen für Wärme und Strom vielfältige ökologische Vorteile aufweist. Die Verwendung von Reststoffen ist nach jetzigem Kenntnisstand außerdem nicht mit negativen indirekten ökologischen oder sozioökonomischen Auswirkungen verbunden (UBA 2012).
- Biogasanlagen können wie auch die Biogasaufbereitung und -einspeisung systemdienliche Funktionen ausüben und damit einen Ausgleich für den fluktuierenden Strom aus erneuerbaren Energien schaffen. Außerdem kann Biogas universell in der Strom- Wärme- und Kraftstoffbereitstellung verwendet werden. Die Anreize insbesondere zur Bereitstellung von Regelenergie reichen jedoch heute noch nicht aus, um dieses Potenzial zu nutzen.
- Die begrenzte Ressource Biomasse sollte möglichst effizient eingesetzt werden. Bestandsanlagen weisen hierbei deutliche Optimierungspotenziale auf. Dies betrifft zum Beispiel Biomasse(heiz)kraftwerke, insbesondere Biogasanlagen, bei denen die bereitgestellte Wärme nicht oder kaum genutzt wird. Bei bestehenden Biogasanlagen ist außerdem eine gasdichte Abdeckung der Gärrestlager zu empfehlen, um Methanemissionen zu vermeiden.

Regionen, die in der Vergangenheit oder in der Zukunft der Energiebereitstellung aus Bioenergie eine entscheidende Rolle eingeräumt haben, stellt dies vor neue Aufgaben. In Zukunft wird es wichtig sein, die energetische Verwendung von Anbaubiomasse zu reduzieren und den Anbau von Sonderkulturen wie zum Beispiel KUP und Agroforstsysteme zur Holzbereitstellung und Blumen- und Staudenmischungen zur Bereitstellung von Biogassubstraten anzuregen. Zusätzlich sind regionale Strategien zur effizienten Reststoffgewinnung und -nutzung erforderlich und die Bestandsanlagen vor Ort sollten auf ihre Effizienz hin geprüft und sofern möglich nachgerüstet werden.

7 Literaturverzeichnis

- AELF [Amt für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Landshut] (o.J.): Informationsblatt Silierhilfsmittel. http://www.aelf-la.bayern.de/tierhaltung/18452/merkblatt_silierhilfsmittel.pdf (Zugegriffen 8. Februar 2012).
- Aschmann, V., R. Kissel und H. Stanzel (2006): Emissions- und Leistungsverhalten von Biogas-Verbrennungsmotoren in Abhängigkeit von der Motorwartung. Augsburg: Bayrisches Landesamt für Umwelt. http://www.lfl.bayern.de/ilt/umwelttechnik/20024/linkurl_0_1.pdf (Zugegriffen 12. September 2012).
- Bauer, C. (2007): Holzenergie. In Sachbilanzen von Energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- BBE [Bundesverband BioEnergie e.V.] (2011): Der Bioenergiemarkt in Zahlen 2010. http://www.bioenergie.de/index.php?option=com_content&view=article&id=290&Itemid=6 (Zugegriffen 24. Januar 2012).
- BioÖkonomieRat (2012): Nachhaltige Nutzung von Bioenergie. Empfehlungen des BioÖkonomieRats. <http://www.biooekonomierat.de/fileadmin/templates/publikationen/empfehlungen/BioOEkonomieRat-Empfehlungen-Bioenergie.pdf> (Zugegriffen 24. April 2013).
- BMU [Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit] (2011): Zeitreihen zur Entwicklung der erneuerbaren Energien in Deutschland, Arbeitsgruppe Erneuerbare Energien-Statistik, Stand 2011. http://www.erneuerbare-energien.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/ee_zeitreihe.pdf (Zugegriffen 9. Februar 2012).
- Boelcke, B. (2006): Schnellwachsende Baumarten auf landwirtschaftlichen Flächen. Leitfaden zur Erzeugung von Energieholz. Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern. http://www.dendrom.de/daten/downloads/boelcke_leitfaden%20energieholz.pdf (Zugegriffen 21. November 2011).
- Bouwman, A.F., L.J.M. Boumans und N.H. Batjes (2002): Emissions of N₂O and NO from fertilized fields: summary of available measurement data. *Global Biogeochemical Cycles* 16, Nr. 4.
- Burger, J. (2010): Bewirtschaftung und Ökobilanzierung von Kurzumtriebsplantagen. Dissertation an der Universität München, Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt.
- Clearingstelle EEG (2012): Hinweis vom 23. Mai 2012. https://www.clearingstelle-ee.de/files/0028_0.pdf (Zugegriffen 12. Dezember 2012).
- Cordes + Winterberg und DBFZ [Deutsches BiomasseForschungsZentrum] (2012): Empfehlungen zur Auslegung, zum Betrieb und zur Optimierung von Biogasanlagen. http://www.bio-energie.de/fileadmin/bioenergie-beratung/sachsen-anhalt/dateien/Handlungsleitfaden_Biogasanlagenbetrieb.pdf (Zugegriffen 12. Dezember 2012).
- Dachs, G. und C. Zach (2008): Biogasaufbereitungssysteme zur Einspeisung in das Erdgasnetz – ein Praxisvergleich. <http://www.sev-bayern.de/content/bio-auf.pdf> (Zugegriffen 15. Mai 2012).
- DBFZ [Deutsches BiomasseForschungsZentrum] (2009): Identifizierung strategischer Hemmnisse und Entwicklung von Lösungsansätzen zur Reduzierung der Nutzungskonkurrenzen beim weiteren Ausbau der energetischen Biomassenutzung. 1. Zwischenbericht. Leipzig.
- DBFZ und TLL [Deutsches BiomasseForschungsZentrum, Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL)] (2010): Monitoring zur Wirkung des Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) auf die Entwicklung der Stromerzeugung aus Biomasse. Zwischenbericht. Leipzig. http://www.dbfz.de/web/fileadmin/user_upload/Userupload_Neu/3330002_Stromerzeugung_aus_Biomasse_3_Zwischenbericht_Kapitel_1-5_fuer_Veroeffentlichung_final.pdf (Zugegriffen 24. Januar 2012).
- DBFZ und TLL [Deutsches BiomasseForschungsZentrum, Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft] (2012): Monitoring zur Wirkung des Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) auf die Entwicklung der Stromerzeugung aus Biomasse. http://www.dbfz.de/web/fileadmin/user_upload/Berichte_Projektdateiabank/3330002_Stromerzeugung_aus_Biomasse_Endbericht_Veroeffentlichung_FINAL_FASSUNG.pdf (Zugegriffen 11. September 2012).
- DEPI [Deutsches Pelletinstitut] (2010): Pelletproduktion und Inlandsbedarf in Deutschland. <http://www.depi.de/download/grafiken/Produktion-und-Nutzung.jpg> (Zugegriffen 3. Januar 2012).
- DLG [Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft e.V.] (2008): Mercedes-Benz Unimog U 400. Kraftstoffverbrauch bei Transportfahrt. <http://www.dlg-test.de/pbdocs/5810F.pdf> (Zugegriffen 7. April 2010).

- DLG [Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft e.V.] (2010): DLG Prüfbericht 5936F – Kässbohrer Geländefahrzeug AG Pistenbully 300 GreenTech. Verteilung und Verdichtung von Silage. <http://www.dlg-test.de/pbdocs/5936F.pdf> (Zugegriffen 7. September 2011).
- Döring, S. (2011): Pellets als Energieträger. Technologie und Anwendung. Berlin Heidelberg: Springer.
- Dunkelberg, E., A. Aretz, T. Böther, M. Dieterich, S. Heintschel und C. Ruppert-Winkel (2011): Leitfaden für die Nutzung kommunaler, halmgutartiger Reststoffe in Mikrobiogasanlagen und Bestandsanlagen. Working Paper. Freiburg. http://www.energetische-biomassenutzung.de/fileadmin/user_upload/Downloads/Vorhaben/Leitfaden_halmgutartige_Reststoffe_in_Mikrobiogasanlagen_2011.pdf (Zugegriffen 13. März 2012).
- DÜV [Düngeverordnung] (2007): Düngeverordnung 2007: Bekanntmachung der Neufassung der Düngeverordnung. BGBl Teil I, Nr. 7, 5. März 2007.
- Eberhardinger, A. (2011): Innovative Verfahrenstechnik bei der Bereitstellung von Waldhackgut zur thermischen Verwertung. Dissertation an der Technischen Universität München. Freising.
- EEG [Erneuerbare-Energien-Gesetz] (2012): Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz – EEG). Stand 2012. http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/eeg_2009/gesamt.pdf (Zugegriffen 5. April 2013).
- DIN EN ISO 14040 (2009): Umweltmanagement - Ökobilanz - Grundsätze und Rahmenbedingungen. Deutsches Institut für Normung e.V.
- Fachverband Biogas e.V. (2011): Stellungnahme des Fachverbandes Biogas e.V. zum Entwurf eines Gesetzes zur Neuregelung des Rechtsrahmens für die Förderung der Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien (EE) in der Fassung vom 17. Mai 2011. [http://www.biogas.org/edcom/webfvb.nsf/id/DE_StN-FvB_zum_Referentenentwurf_EEG_2012_-_Kurzfassung/\\$file/11-05-24_FvB-Stn_BMU-EEG-Referentenentwurf_endgueltig.pdf](http://www.biogas.org/edcom/webfvb.nsf/id/DE_StN-FvB_zum_Referentenentwurf_EEG_2012_-_Kurzfassung/$file/11-05-24_FvB-Stn_BMU-EEG-Referentenentwurf_endgueltig.pdf) (Zugegriffen 27. Juni 2012).
- Faist Emmenegger, M., T. Heck und N. Jungbluth (2007): Erdgas. In Sachbilanzen von Energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- FNR [Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.] (2006): Marktanalyse Nachwachsende Rohstoffe. http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/literatur/pdf_254marktstudie_2006.pdf (Zugegriffen 6. Februar 2011).
- FNR [Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.] (2007): Handbuch Bioenergie-Kleinanlagen. Gülzow.
- FNR [Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.] (2009): Studie – Einspeisung von Biogas in das Erdgasnetz. http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/literatur/pdf_211-studie_einspeisung_von_biogas_4aufl_2009.pdf (Zugegriffen 11. Juni 2012).
- FNR [Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.] (2010a): Leitfaden Biogas. Von der Gewinnung zur Nutzung. Gülzow.
- FNR [Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.] (2010b): Standortangepasste Anbausysteme für Energiepflanzen. Ergebnisse des Verbundprojektes „Entwicklung und Vergleich von optimierten Anbausystemen für die landwirtschaftliche Produktion von Energiepflanzen unter den verschiedenen Standortbedingungen Deutschlands, EVA I“. Gülzow.
- FNR [Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.] (2012): Energiepflanzen für Biogasanlagen. Gülzow.
- FNR [Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.] Durchwachsene Silphie (*Silphium perfoliatum* L.) aus der Gattung *Silphium* aus der Familie der Asteraceae (Korbblütler). Pflanzen-Porträt Nr. 4. http://www.nachwachsenderohstoffe.de/fileadmin/fnr/images/aktuelles/medien/Energiepflanzen/PDF/Portraet_Silphie.pdf (Zugegriffen 12. Juni 2012).
- Fritsche, U.R., K. Hennenberg und K. Hünecke (2010): The „iLUC Factor“ as a means to hedge risks of ghg emissions from indirect land use change. Darmstadt: Öko-Institut. <http://www.oeko.de/oekodoc/1030/2010-082-en.pdf> (Zugegriffen 20. August 2010).
- Gottwald, T. und T. Giorgis (2010): Biogaseinspeisung. Recht flüchtige Zukunft. Erneuerbare Energien. <http://www.erneuerbareenergien.de/recht-fluechtige-zukunft/150/498/28808/> (Zugegriffen 11. April 2012).
- Günther, L. (2007): Betriebsergebnisse der drucklosen Aminwäsche VWEW-Fachtagung „Bioenergie in der Strom- und Wärmeerzeugung – Engagement der Energiewirtschaft“ am 04./05.06.2007, Fulda.
- Hasler, P. und T. Nussbaumer (2001): Herstellung von Holzpellets. Einfluss von Presshilfsmitteln auf Produktion, Qualität, Lagerung, Verbrennung sowie Energie- und Ökobilanz von Holzpellets. Zürich: Verenum. <http://www.bfe.admin.ch/php/modules/enet/streamfile.php?file=00000007184.pdf&name=210184.pdf> (Zugegriffen 9. Februar 2012).

- Heck, T. (2007): Wärme-Kraft-Kopplung. In Sachbilanzen von Energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- Heinbach, K. (2012): Regionalwirtschaftliche Effekte der Bereitstellung von Biomasse zur nachhaltigen energetischen Nutzung - Eine modellgestützte Analyse am Beispiel des Landkreises Lüchow-Dannenberg. Diplomarbeit. Universität Potsdam.
- Hiegl, W. und R. Janssen (2009): Pellet market country report Germany. Development and promotion of a transparent European Pellets Market Creation of a European real-time Pellets Atlas. München: WIP Renewable Energies.
http://www.pelletsatlas.info/pelletsatlas_docs/showdoc.asp?id=091022151042&type=doc&pdf=true (Zugegriffen 3. Januar 2012).
- Hildebrandt, C. und K. Ammermann (2010): Energieholzanzbau auf landwirtschaftlichen Flächen – Auswirkungen von Kurzumtriebsplantagen auf Naturhaushalt, Landschaftsbild und biologische Vielfalt. Leipzig: Bundesamt für Naturschutz (BfN).
- Hoffmann, C., M. Anger und W. Kühbauch (2001): N₂O-Freisetzung auf gemähem Dauergrünland in Abhängigkeit von Standort und N-Düngung. *Journal of Agronomy and Crop Science* 187, Nr. 3: 153–159.
- IER, DLR, LEE und FFE [Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung an der Universität Stuttgart, Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt, Lehrstuhl für Energiesysteme und Energiewirtschaft (Ruhr-Universität Bochum), Forschungsstelle für Energiewirtschaft] (2004): Lebenszyklusanalysen ausgewählter zukünftiger Stromerzeugungstechniken. http://www.ing-buero-moerschner.de/pdf/pub/Briem_et_al2004_BMWI-LCI-Bericht_ktr670.pdf (Zugegriffen 1. Februar 2012).
- IFEU [Institut für Energie- und Umweltforschung] (2007): Biomasse und Effizienz. Vorschläge zur Erhöhung der Energieeffizienz von §8 und §7-Anlagen im Erneuerbare-Energien-Gesetz. http://www.ifeu.de/energie/pdf/Arbeitspapier1_%20Biomasse%20und%20Effizienzvorschlaege.pdf (Zugegriffen 7. April 2010).
- IFEU [Institut für Energie- und Umweltforschung] (2008a): Optimierungen für einen nachhaltigen Ausbau der Biogaserzeugung und -nutzung in Deutschland. Endbericht mit Materialband. <http://www.ifeu.org/landwirtschaft/pdf/BMU-Biogasprojekt%202008-Gesamtband.pdf> (Zugegriffen 10. November 2011).
- IFEU [Institut für Energie- und Umweltforschung] (2008b): Basisdaten zu THG-Bilanzen für Biogas-Prozessketten und Erstellung neuer THG-Bilanzen. http://www.ifeu.de/oekobilanzen/pdf/THG_Bilanzen_Bio_Erdgas.pdf (Zugegriffen 7. April 2010).
- IPCC [Intergovernmental Panel on Climate Change] (2006): Guidelines for national greenhouse gas inventories, Volume 4, Agriculture, forestry and other land use. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html> (Zugegriffen 19. August 2010).
- Judex, J. (2009): Biogas-Aufbereitung. Methanverlust von 1 %: technisch möglich. *GWA* 10: 803–809.
- Jungbluth, N. (2007): Erdöl. In Sachbilanzen von Energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- Jungbluth, N., M.F. Emmenegger, F. Dinkel, C. Stettler, G. Doka, M. Chudacoff, A. Dauriat, et al. (2007): Life Cycle Inventories of Bioenergy. Final report ecoinvent data v2.0 No 17. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- Jungkunst, H.F., A. Freibauer, H. Neufeldt und G. Bareth (2006): Nitrous oxide emissions from agricultural land use in Germany – a synthesis of available annual field data. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 169: 341–351.
- Kaltschmitt, H., H. Hartmann und H. Hofbauer (2009): Energie aus Biomasse. Grundlagen, Techniken und Verfahren. 2. Aufl. Berlin Heidelberg: Springer.
- Kauter, D., I. Lewandowski und W. Claupein (2001): Pappeln in Kurzumtriebswirtschaft: Eigenschaften und Qualitätsmanagement bei der Festbrennstoffbereitstellung – Ein Überblick. *Pflanzenbauwissenschaften* 5, Nr. 2: 64–74.
- Klöpffer, W. und B. Grahl (2009): Ökobilanz (LCA). Weinheim: Wiley-VCH.
- Knechtle, N. (1997): Materialprofile von Holzertesystemen - Analyse ausgewählter Beispiele als Grundlage für ein forsttechnisches Ökoinventar. http://www.lue.ethz.ch/docs/Diploma_Thesis/DA_NK_text.pdf (Zugegriffen 22. Dezember 2011).
- König, A. (2009): Ganzheitliche Analyse und Bewertung konkurrierender energetischer Nutzungspfade für Biomasse im Energiesystem Deutschland bis zum Jahr 2030. Stuttgart: Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER), Universität Stuttgart.
- Koop, D. (2012): Ausweg: Biomethan. *Erneuerbare Energien* März 2012: 69–72.

- Krebs, C. und J. Liebetrau (2012): Identifikation und Quantifizierung von klimarelevanten Emissionen aus Biogasanlagen Leipziger Biogas-Fachgespräche 2011/2012, Leipzig. http://www.bio-energie.de/fileadmin/bioenergie-beratung/sachsen/dateien/Vortraege/21032012_Krebs.pdf (Zugegriffen 12. Dezember 2012).
- KTBL [Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.] (2006): Energiepflanzen. Daten für die Planung des Energiepflanzenanbaus. Darmstadt.
- KTBL [Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.] (2009): Faustzahlen Biogas. 2. Aufl. Darmstadt.
- KTBL [Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.] (2010): Gasausbeute in landwirtschaftlichen Biogasanlagen. 2. Aufl. KTBL Heft 88. Darmstadt.
- Kuhn, W. und B. Vollrath (2009): Neophyten als Energiepflanzen - Chancen und Risiken. Gölzower Fachgespräche. 2. Symposium Energiepflanzen. <http://www.lwg.bayern.de/landespflege/landschaftspflege/39173/neophyten.pdf> (Zugegriffen 5. Juli 2012).
- Laborde, D. (2011): Assessing the Land Use Change Consequences of European Biofuel Policies. International Food Policy Research Institute (IFPRI). http://trade.ec.europa.eu/doclib/docs/2011/october/tradoc_148289.pdf (Zugegriffen 5. Dezember 2012).
- Lasselsberger, L. (o.J.): Verbrennungstechnik. http://www.bosy-online.de/Grundlagen_der_Verbrennungstechnik-Holz.pdf (Zugegriffen 5. Juli 2012).
- Lehr, U., C. Lutz, D. Edler, M. O'Sullivan, K. Nienhaus, J. Nitsch, B. Breitschopf, P. Bickel und M. Ottmüller (2011): Kurz- und langfristige Auswirkungen des Ausbaus der erneuerbaren Energien auf den deutschen Arbeitsmarkt. http://www.erneuerbare-energien.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/ee_arbeitsmarkt_bf.pdf (Zugegriffen 24. April 2012).
- Leick, B. (2003): Emission von Ammoniak (NH₃) und Lachgas (N₂O) von landwirtschaftlich genutzten Böden in Abhängigkeit von produktionstechnischen Maßnahmen. Dissertation. Institut für Pflanzenernährung der Universität Hohenheim. Fachgebiet: Rhizosphäre und Düngung.
- lfl [Bayrische Landesanstalt für Landwirtschaft] (2009): Biogasgärreste. Einsatz von Gärresten aus der Biogasproduktion als Düngemittel. http://www.lfl.bayern.de/publikationen/daten/informationen/p_31972.pdf (Zugegriffen 23. Februar 2012).
- LFLUG [Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie] (2010): Unkrautbekämpfung im Mais - Pflanzenschutzversuchsbericht 2009. Dresden. http://www.smul.sachsen.de/landwirtschaft/download/Mais_Herb09.pdf (Zugegriffen 8. September 2011).
- Lorig, D. (2011): Treibhausgasbilanz landwirtschaftlicher Biogasanlagen – unter Berücksichtigung aller Vorketten mit Fokus auf den Energiepflanzenanbau. Bachelorarbeit. Fachhochschule Bingen.
- LTZ [Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg] (2008): Inhaltsstoffe von Gärprodukten und Möglichkeiten zu ihrer geordneten pflanzenbaulichen Verwertung – Projektbericht 2008. Karlsruhe.
- LWF [Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft] (o.J.): Scheitholz – Holzarten, Verkaufsmaße, Vermarktung und Brennholzpreise. <http://www.lwf.bayern.de/waldbewirtschaftung/holz-logistik/energie-aus-holz/scheitholz/index.php> (Zugegriffen 1. Februar 2012a).
- LWF [Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft] (o.J.): Hackschnitzel. Energie aus Holz. <http://www.lwf.bayern.de/waldbewirtschaftung/holz-logistik/energie-aus-holz/hackschnitzel/index.php> (Zugegriffen 3. Oktober 2011b).
- LWF [Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft] (2011): Scheitholz – Produktion, Lagerung, Kennzahlen. Merkblatt 20 der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. Freising.
- Mantau, U. und C. Sörgel (2006): Energieholzverwendung in privaten Haushalten. Marktvolumen und verwendete Holzsortimente. Abschlussbericht. Hamburg: INFRO – Informationssysteme für Rohstoffe und Universität Hamburg, Zentrum Holzwirtschaft.
- Nemecek, T., T. Kägi und S. Blaser (2007): Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems. Final report ecoinvent v2.0 No 15. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- Obernberger, I. und G. Thek (2009): Herstellung und energetische Nutzung von Pellets. Produktionsprozess, Eigenschaften, Feuerungstechnik, Ökologie und Wirtschaftlichkeit. 1. Aufl. Schriftenreihe thermische Biomassennutzung. Graz: Technische Universität Graz Institut für Prozesstechnik.
- Pausch, R. (2002): Ein System-Ansatz zur Untersuchung von Zusammenhängen zwischen Waldstruktur, Arbeitsvolumina und Kosten der technischen und biologischen Produktion in Forstrevieren ost- und nordbayerischer Mittelgebirge. Dissertation am Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München. <http://tumb1.biblio.tu-muenchen.de/publ/diss/ww/2002/pausch.pdf> (Zugegriffen 22. Dezember 2011).

- Reinhold, G. (2005): Masse- und Trockensubstanzbilanz in landwirtschaftlichen Biogasanlagen. Langfassung der Veröffentlichung „Genau bilanzieren“ in Neue Landwirtschaft Heft 12/2005, Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft. Jena. <http://www.tll.de/ainfo/pdf/biog1205.pdf> (Zugegriffen 16. September 2011).
- Reinhold, G. (2011): Restgaspotenzial in Biogasanlagen – Bedeutung verfahrenstechnischer Parameter, Präsentation der Biogas. Fachtagung Thüringen 1/ 2011 am 17. März 2011 in Bösleben, Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft. Jena. <http://www.tll.de/ainfo/bbio0206/pdf/tbi20311.pdf> (Zugegriffen 11. Oktober 2011).
- Riezinger, A. (2008): Die Ermittlung der ökologischen Effizienz der Bereitstellungskette von Waldhackgut anhand ausgewählter Fallstudien. Diplomarbeit. Universität für Bodenkultur Wien. https://zidapps.boku.ac.at/abstracts/download.php?dataset_id=6639&property_id=107 (Zugegriffen 22. Dezember 2011).
- Rödl, A. (2008): Ökobilanzierung der Holzproduktion im Kurzumtrieb. Institut für Ökonomie der Forst- und Holzwirtschaft. http://literatur.vti.bund.de/digbib_extern/bitv/dk040790.pdf (Zugegriffen 16. Dezember 2011).
- Röhrich, C. (2009): Anbauempfehlungen - Schnellwachsende Baumarten im Kurzumtrieb. Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Sachsen. http://www.smul.sachsen.de/ffl/publikationen/download/4616_1.pdf (Zugegriffen 22. November 2011).
- Scheffer, F. und P. Schachtschabel, Hrsg. (2002): Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Aufl. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.
- Schmid, H. und K.-J. Hülsbergen (2010): Ergänzung/Überprüfung der fruchtartenspezifischen Richtwerte für die Veränderung der Humusvorräte für Energiepflanzen incl. Mais. In Schlussbericht zum Forschungsvorhaben „Humusbilanzierung landwirtschaftlicher Böden – Einflussfaktoren und deren Auswirkungen“, S. 233–252. Speyer: Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten. <http://www.vdlufa.de/joomla/Dokumente/SchlussberichtGesamt201010.pdf> (Zugegriffen 21. Oktober 2011).
- Scholz, V., B. Boelke, F. Burger, M. Hofmann und Vetter, A. (2006): KTBL-Datensammlung Energiepflanzen - Merkblatt - Produktion von Pappeln und Weiden auf landwirtschaftlichen Flächen. http://www.dendrom.de/daten/downloads/ktbl_merkblatt.pdf (Zugegriffen 25. November 2011).
- Searchinger, S., R. Heimlich, R. Houghton, F. Dong, A. Elobeid, J. Fabiosa, s. Tokgoz, D. Hayes und T.-H. Yu (2008): Use of U.S. croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science* 319, Nr. 5867: 1238–1240.
- TFZ [Technologie- und Förderzentrum] (2006): Rationelle Scheitholzbereitungsverfahren. Berichte aus dem TFZ. Straubing.
- Thrän, D., P. Adler, A. Borowski, A. Ciroth, E. Fischer, U.R. Fritsche, K. Gödeke, et al. (2012): Methodenhandbuch. Stoffstromorientierte Bilanzierung der Klimagaseffekte. Schriftenreihe des BMU-Förderprogramms „Energetische Biomassenutzung“, Version 3 4. Leipzig.
- UBA [Umweltbundesamt] (1999): Bewertung in Ökobilanzen. Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3619.pdf> (Zugegriffen 20. September 2012).
- UBA [Umweltbundesamt] (2002): BMVEL/UBA-Ammoniak-Emissionsinventar der deutschen Landwirtschaft und Minderungsszenarien bis zum Jahre 2010. <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/2071.pdf> (Zugegriffen 7. April 2010).
- UBA [Umweltbundesamt] (2007): Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990–2005. <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3239.pdf> (Zugegriffen 20. Februar 2012).
- UBA [Umweltbundesamt] (2009): Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger. Durch Einsatz erneuerbarer Energien vermiedene Emissionen im Jahr 2007. *Climate Change* 12/2009. Dessau-Roßlau. <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3761.pdf> (Zugegriffen 21. August 2011).
- UBA [Umweltbundesamt] (2012): Globale Landflächen und Biomasse nachhaltig und ressourcenschonend nutzen. UBA-Positionspapier. Dessau-Roßlau. <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/4321.pdf> (Zugegriffen 3. April 2013).
- Urban, W., H. Lohmann und K. Girod (2009): Beseitigung technischer, rechtlicher und ökonomischer Hemmnisse bei der Einspeisung biogener Gase in das Erdgasnetz zur Reduzierung klimarelevanter Emissionen durch Aufbau und Anwendung einer georeferenzierten Datenbank. Band 4: Technologien und Kosten der Biogasaufbereitung und Einspeisung in das Erdgasnetz. Ergebnisse der Markterhebung 2007–2008. http://www.biogaseinspeisung.de/download/2008_UMSICHT_Technologien_und_Kosten_der_Biogasaufbereitung_und_Einspeisung_in_das_Erdgasnetz.pdf (Zugegriffen 11. Juni 2012).
- WBGU [Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen] (2009): Welt im Wandel. Zukunftsfähige Bioenergie und nachhaltige Landnutzung. Berlin.

Zeddies, J., E. Bahrs, N. Schönleber und W. Gamer (2012): Globale Analyse und Abschätzung des Biomasse-Flächennutzungspotentials. Zwischenbericht. Universität Hohenheim.

Zukunft Holz GmbH, Hrsg. (2011a): Holzpelletproduktion im ersten Quartal 2011 deutlich erhöht. Holz Journal – National & International, Nr. 10.

Zukunft Holz GmbH, Hrsg. (2011b): Nachfrageüberhang bei allen Industrieholzsortimenten. Holz Journal – National & International, Nr. 4.

8 Anhang

8.1 Daten Holzbereitstellung

Tab. 8.1: Material- und Kraftstoffinputs für die Erntegeräte bei der Scheitholzbereitstellung

Quelle: Eigene Darstellung und Berechnung nach Pausch (2002), Knechtle (1997), Riezinger (2008)

	Harvester 100 kW	Forwarder 100 kW	Säge- Spaltmaschine
Maschinenarbeitszeit [MAS/ t Frischholz] ^{a)}	0,1	0,1	0,17
Dieselbedarf [L/ MAS]	24,4 ^{b)}	7,6 ^{b)}	1,7 (Benzin) ^{c)}
Stahl [kg]	14.223	10.525	4,2
Gummi inkl. Reifen [kg]	718	690	-
PVC schlagfest/weich [kg]	160	165	-
Polyethylen [kg]	-	-	2.5
Aluminium [kg]	120	100	1,8
Glas (Flach-) beschichtet [kg]	50	50	-
Kupfer [kg]	30	30	-
Lebensdauer [MAS]	8.000	8.000	-

^{a)} MAS = Maschinenarbeitsstunde, Annahme: 1 Fm = 1 Tonne

^{b)} Annahme: Dichte Diesel: 0,83 kg/L

^{c)} Annahme: Dichte Benzin: 0,75 kg/L

8.2 Daten KUP-Anbau

Tab. 8.2: Dieserverbrauch bei der Kultivierung von KUP

Quelle: Eigene Darstellung nach Burger (2010)

Maßnahme	Diesel [l/ ha]	Diesel [l/ t _{atro}]
Ausbringen Totalherbizid	0,03	0,003

Pflügen	0,76	0,076
Ausbringen Voraufmittel	0,03	0,003
Eggen	0,19	0,019
Stecken	0,38	0,038
Regulierung	0,29	0,029
Randpflege	0,93	0,093
Ernte	47,61	4,761
Rodung	14,10	1,410

8.3 Daten Großfeuerungsanlagen

Tab. 8.3: Infrastruktur der Gebäude für Heizkraftwerke

Quelle: Eigene Darstellung nach Bauer (2007)

	Einheit	HKW mit Dampfturbine	HKW-ORC
<i>Materialien</i>			
Armierungsstahl	kg	31.000	25.000
Kies gebrochen	kg	210.000	170.000
Beton	kg	1.600.000	1.300.000
Brettschichtholz	kg	13.000	10.000
Schnittholz	m ³	150	120
Deckfarbe	kg	680	540
Steinwollematte	kg	13	10
Stahl, niedriglegiert	kg	7.600	6.100
Stahl, Blas-	kg	500	400
<i>Dienstleistung</i>			

	Einheit	HKW mit Dampfturbine	HKW-ORC
Aushub Hydraulikbagger	m ³	8.000	6.400
<i>Transporte</i>			
LKW 28 t	tkm	42.000	34.000
Fracht, Schiene	tkm	24.000	19.000

Tab. 8.4: Infrastruktur der Holzheizkraftwerke

Quelle: Eigene Darstellung nach Bauer (2007)

	Einheit	HKW mit DM	HKW-ORC
<i>Energie</i>			
Strom	kWh	2.400	1.900
Nutzwärme	MJ	300	240
<i>Materialien</i>			
Aluminium	kg	320	260
Beton	kg	34.000	27.000
Steinwollematte	kg	90	72
Kupfer	kg	320	260
Polyethylen-Granulat (HDPE)	kg	340	270
Chromstahl	kg	460	370
Stahl	kg	15.000	12.000
<i>Transporte</i>			
LKW 28 t	tkm	4.600	3.700
LKW 32 t	tkm	34.000	27.000
Fracht, Schiene	tkm	46.000	37.000
<i>Komponenten, nur für die</i>			

	Einheit	HKW mit DM	HKW-ORC
<i>Stromerzeugung</i>			
Generator	Stk.	1	1
Schaltschrank	Stk.	3	3

8.4 Vergleich Kleinf Feuerungsanlagen

Tab. 8.5: Ozonzerstörungspotenzial von holzbetriebenen Kleinf Feuerungsanlagen und Heizwerken im Vergleich zum Referenzsystem (70 % Erdgas, 30 % Heizöl)

Quelle: Eigene Berechnung

	ODP [g CFC-11 _e / kWh _{th}]	Reduktion im Vergleich zum Referenzsystem (eigene Berechnung) [g CFC-11 _e / kWh _{th}]
Scheitholzkessel 15kW	0,000001	0,000038
Hackschnitzel 35 kW	0,000003	0,000037
Hackschnitzel 70 kW	0,000002	0,000037
KUP-Hackschnitzel 35 kW	0,000002	0,000037
KUP-Hackschnitzel 70 kW	0,000002	0,000038
Holzpelletskessel 15 kW	0,000010	0,000030
Scheitholzhofen 6 kW	0,000008	0,000032
Hackschnitzel 2000 kW	0,000005	0,000035
KUP-Hackschnitzel 2000 kW	0,000004	0,000035

Tab. 8.6: Ozon bildendes Potenzial von holzbetriebenen Kleinf Feuerungsanlagen und Heizwerken im Vergleich zum Referenzsystem (70% Erdgas, 30% Heizöl)

Quelle: Eigene Berechnung

	PCOP [g C ₂ H _{4e} / kWh _{th}]	Reduktion im Vergleich zum Referenzsystem (eigene Berechnung) [g C ₂ H _{4e} / kWh _{th}]
--	---	--

Scheitholzessel 15kW	0,059	-0,027
Hackschnitzel 35 kW	0,023	0,009
Hackschnitzel 70 kW	0,022	0,010
KUP-Hackschnitzel 35 kW	0,022	0,010
KUP-Hackschnitzel 70 kW	0,022	0,010
Holzpelletsessel 15 kW	0.029	0,003
Scheitholzhofen 6 kW	0,023	0,009
Hackschnitzel 2000 kW	0,016	0,016
KUP-Hackschnitzel 2000 kW	0,016	0,016

8.5 Vergleich Großfeuerungsanlagen

Tab. 8.7: Ozonzerstörungspotenzial von holzbetriebenen Großfeuerungsanlagen (60 % Wärmenutzung) im Vergleich zum Referenzsystem Elektrizität und Wärme (70 % Erdgas, 30 % Heizöl)

Quelle: Eigene Berechnung

	ODP	Reduktion im Vergleich zum Referenzsystem (eigene Berechnung)
<i>Elektrizität</i>	[g CFC-11 _e / kWh _{el}]	[g CFC-11 _e / kWh _{el}]
Dampfturbine	0,0000062	0,000026
ORC	0,0000068	0,000026
Dampfturbine KUP	0,0000055	0,000027
ORC KUP	0,0000061	0,000026
<i>Wärme</i>	[g CFC-11 _e / kWh _{th}]	[g CFC-11 _e / kWh _{th}]
Dampfturbine	0,0000022	0,000037
ORC	0,0000024	0,000037

	ODP	Reduktion im Vergleich zum Referenzsystem (eigene Berechnung)
Dampfturbine KUP	0,0000019	0,000038
ORC KUP	0,0000022	0,000037

Tab. 8.8: Ozon bildendes Potenzial von holzbetriebenen Großfeuerungsanlagen (60 % Wärmenutzung) im Vergleich zum Referenzsystem Elektrizität und Wärme (70 % Erdgas, 30 % Heizöl)

Quelle: Eigene Berechnung

	PCOP	Reduktion im Vergleich zum Referenzsystem (eigene Berechnung)
<i>Elektrizität</i>	[g C ₂ H _{4e} / kWh _{el}]	[g C ₂ H _{4e} / kWh _{el}]
Dampfturbine	0,013	0,040
ORC	0,021	0,032
Dampfturbine KUP	0,012	0,040
ORC KUP	0,021	0,032
<i>Wärme</i>	[g C ₂ H _{4e} / kWh _{th}]	[g C ₂ H _{4e} / kWh _{th}]
Dampfturbine	0,0045	0,027
ORC	0,0074	0,025
Dampfturbine KUP	0,0044	0,028
ORC KUP	0,0073	0,025

8.6 Vergleich Biogasanlagen

Tab. 8.9: Treibhausgaspotenzial von Biogasanlagen im Vergleich zum Referenzsystem Elektrizität und Wärme (70 % Erdgas, 30 % Heizöl) (Substratmischung: 30 % Maissilage, 30 % Getreidesilage, 30 % Grassilage von Dauergrünland, 10 % Gülle)

	THG-Emissionen	Reduktion im Vergleich zum Referenzsystem (eigene Berechnung)	Reduktion im Vergleich zum Referenzsystem (Thrän et al. (2012))
<i>Elektrizität</i>	[g CO _{2e} / kWh _{el}]	[g CO _{2e} / kWh _{el}]	[g CO _{2e} / kWh _{el}]
Biogas 150 kW _{el} , 40 % Wärmenutzung	520	167	107
Biogas 150 kW _{el} , 0 % Wärmenutzung	606	81	21
Biogas 500 kW _{el} , 40 % Wärmenutzung	465	223	162
Biogas 500 kW _{el} , 0 % Wärmenutzung	539	148	88
Biogas 1000 kW _{el} , 40 % Wärmenutzung	446	241	181
Biogas 1000 kW _{el} , 0 % Wärmenutzung	512	175	115
<i>Wärme</i>	[g CO _{2e} / kWh _{th}]	[g CO _{2e} / kWh _{th}]	[g CO _{2e} / kWh _{th}]
Biogas 150 kW _{el} , 40 % Wärmenutzung	184	106	125
Biogas 150 kW _{el} , 0 % Wärmenutzung	-	-	-
Biogas 500 kW _{el} , 40 % Wärmenutzung	165	125	145
Biogas 500 kW _{el} , 0 % Wärmenutzung	-	-	-
Biogas 1000 kW _{el} , 40 % Wärmenutzung	160	130	150
Biogas 1000 kW _{el} , 0 % Wärmenutzung	-	-	-

**Tab. 8.10: Versauerungspotenzial von Biogasanlagen im Vergleich zum Referenzsystem
Elektrizität und Wärme (70 % Erdgas, 30 % Heizöl)**

Quelle: Eigene Berechnung

	SO_{2e}-Emissionen	Reduktion im Vergleich zum Referenzsystem (eigene Berechnung)	Reduktion im Vergleich zum Referenzsystem (Thrän et al. (2012))
<i>Elektrizität</i>	[g SO_{2e}/ kWh_{el}]	[g SO_{2e}/ kWh_{el}]	[g SO_{2e}/ kWh_{el}]
Biogas 150 kW _{el} , 40 % Wärmenutzung	7,8	-6,9	-7,1
Biogas 150 kW _{el} , 0 % Wärmenutzung	9,1	-8,2	-8,4
Biogas 500 kW _{el} , 40 % Wärmenutzung	7,4	-6,4	-6,7
Biogas 500 kW _{el} , 0 % Wärmenutzung	8,5	-7,6	-7,9
Biogas 1000 kW _{el} , 40 % Wärmenutzung	7,1	-6,1	-6,4
Biogas 1000 kW _{el} , 0 % Wärmenutzung	8,1	-7,2	-7,4
<i>Wärme</i>	[g SO_{2e}/ kWh_{th}]	[g SO_{2e}/ kWh_{th}]	[g SO_{2e}/ kWh_{th}]
Biogas 150 kW _{el} , 40 % Wärmenutzung	2,8	-2,4	-2,5
Biogas 150 kW _{el} , 0 % Wärmenutzung	-	-	-
Biogas 500 kW _{el} , 40 % Wärmenutzung	2,6	-2,2	-2,4
Biogas 500 kW _{el} , 0 % Wärmenutzung	-	-	-
Biogas 1000 kW _{el} , 40 % Wärmenutzung	2,5	-2,1	-2,3
Biogas 1000 kW _{el} , 0 % Wärmenutzung	-	-	-

Tab. 8.11: Eutrophierungspotenzial von Biogasanlagen im Vergleich zum Referenzsystem Elektrizität und Wärme (70 % Erdgas, 30 % Heizöl)

Quelle: Eigene Berechnung

	PO₄³⁻-Emissionen	Reduktion im Vergleich zum Referenzsystem (eigene Berechnung)
<i>Elektrizität</i>	g PO₄³⁻/ kWh_{el}]	[g PO₄³⁻/ kWh_{el}]
Biogas 150 kW _{el} , 40 % Wärmenutzung	1,8	-1,3
Biogas 150 kW _{el} , 0 % Wärmenutzung	2,1	-1,6
Biogas 500 kW _{el} , 40 % Wärmenutzung	1,7	-1,2
Biogas 500 kW _{el} , 0 % Wärmenutzung	1,9	-1,4
Biogas 1000 kW _{el} , 40 % Wärmenutzung	1,8	-1,3
Biogas 1000 kW _{el} , 0 % Wärmenutzung	1,8	-1,3
<i>Wärme</i>	[g PO₄³⁻/ kWh_{th}]	[g PO₄³⁻/ kWh_{th}]
Biogas 150 kW _{el} , 40 % Wärmenutzung	0,63	-0,56
Biogas 150 kW _{el} , 0 % Wärmenutzung	-	-
Biogas 500 kW _{el} , 40 % Wärmenutzung	0,59	-0,53
Biogas 500 kW _{el} , 0 % Wärmenutzung	-	-
Biogas 1000 kW _{el} , 40 % Wärmenutzung	0,57	-0,51
Biogas 1000 kW _{el} , 0 % Wärmenutzung	-	-

GESCHÄFTSSTELLE BERLIN
MAIN OFFICE

Potsdamer Straße 105

10785 Berlin

Telefon: + 49 – 30 – 884 594-0

Fax: + 49 – 30 – 882 54 39

BÜRO HEIDELBERG
HEIDELBERG OFFICE

Bergstraße 7

69120 Heidelberg

Telefon: + 49 – 6221 – 649 16-0

Fax: + 49 – 6221 – 270 60

mailbox@ioew.de

www.ioew.de