

Universität für Bodenkultur Wien
Department für Wasser, Atmosphäre und Umwelt
Institut für Abfallwirtschaft



Die Klimarelevanz der Aufbereitung und Energieumwandlung von Biogas

Diplomarbeit

Zur Erlangung des akademischen Grades
Diplomingenieur

eingereicht von
Andreas Pertl

betreut von
O.Univ.Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn Peter Lechner
Mag. Peter Mostbauer
Dipl.-Ing. Gudrun Obersteiner

Wien, Februar 2009

Danksagung

Im Zuge der Fertigstellung dieser Arbeit möchte ich als erstes meinen Eltern für die finanzielle und seelische Unterstützung im Laufe meiner Studienzzeit danken.

Vielen Dank an Peter Mostbauer, Gudrun Obersteiner und Peter Lechner für die vielen hilfreichen Ratschläge und die konstruktive Kritik, ohne die diese Diplomarbeit nicht zu Stande gekommen wäre.

Ich danke meiner Freundin Barbara für das Motivieren während der Zeit der Diplomarbeit und die aufmunternde Unterstützung entlang des gesamten Studiums.

Zu guter letzt möchte ich mich noch bei allen Freunden dafür bedanken, dass sie die Studienzzeit unvergesslich gemacht haben.

Kurzfassung

Die Nutzung von Biogas aus der anaeroben Vergärung ist eine Möglichkeit des Einsatzes erneuerbarer Energien. Um eine Versorgung am Ort des Bedarfs der erzeugbaren Energie zu erreichen, kann das Biogas einer Aufbereitung und Einspeisung in das Erdgasnetz zugeführt werden. Das Ziel der vorliegenden Arbeit ist ein Vergleich der Treibhausgasemissionen aus unterschiedlichen Aufbereitungsszenarien und die Identifikation des Szenarios mit den geringsten Emissionen. Die Arbeit basiert auf der Methodik der Ökobilanz und bildet die Treibhausgasemissionen der Prozesse des gesamten Lebensweges, wie den Pflanzenanbau, die Methanverluste aus der Aufbereitungsanlage usw. ab. Die Berechnung erfolgt für zwei Substratvarianten: 1.) Nachwachsende Rohstoffe und Schweinegülle und 2.) Bioabfall. Für die Aufbereitung werden vier Methoden betrachtet: Druckwechseladsorption, Druckwasserwäsche, Membrantrennverfahren und das BABIU (Bottom Ash for Biogas Upgrading) Verfahren. Bei diesem neuen Verfahren wird das abzutrennende CO_2 an Schlacke durch die Bildung von CaCO_3 gebunden. Für das BABIU-Verfahren ist der Schlacketransport ein kritischer Faktor, deshalb werden fünf Szenarien mit unterschiedlichen Transportdistanzen und den Transportmitteln LKW und Eisenbahn berechnet. Weiters werden für die Bilanzierung eine Verdichtung vor der Einspeisung ins Gasnetz und eine Energieumwandlung in einem Kraft-Wärme-Kopplungs-Kraftwerk angenommen. Als Referenzszenario dient die Energieumwandlung von Erdgas mit den Vorketten Exploration, Förderung und Erdgastransport. Die Berechnung der Klimabilanz wird mit der Ökobilanzierungssoftware GaBi 4.0 durchgeführt.

Die Schlussfolgerungen aus dem Vergleich der 33 Szenarien sind: Die Reduktion der Treibhausgasemissionen gegenüber dem Referenzszenario Erdgas ist in einigen Fällen sehr gering, z.B. für Biogas aus Nachwachsenden Rohstoffen und der Aufbereitung durch Druckwechseladsorption nur 10%. Die Szenarien unter Einsatz des BABIU-Aufbereitungsverfahrens sind im Hinblick auf den Treibhauseffekt die „klimafreundlichsten“.

Abstract

One possibility for renewable energy is the use of biogas out of the anaerobic fermentation. To achieve a supply at the point of the need, biogas can be upgraded and fed into the gas grid. The scope of the study is to identify the scenario with lowest overall GHG emissions. The study is based on a holistic life-cycle perspective, taking into account greenhouse gas emissions resulting from cultivating of renewable agricultural products as well as methane losses of upgrading processes etc. Two substrates have been taken into account: 1) ley crops with liquid manure as a mix and 2) municipal organic waste. The study provides results for four different upgrading technologies: pressure swing adsorption (PSA), water scrubbing, purification with membranes and the BABIU (Bottom Ash for Biogas Upgrading) method. Bottom Ash from waste incineration plants is used to sequester carbon dioxide as CaCO_3 . For this method the transport of Bottom Ash is a critical factor. Therefore, five scenarios with different transport distances and means of conveyance are considered. Before grid injection the upgraded biogas must be compressed to the pressure range of the gas grid. The modelled energy conversion of (upgraded) biogas takes place at a combined heat and power plant. GHG emissions of exploration, transport and energy conversion of natural gas have been estimated for the reference-scenario, which is combustion of pure natural gas. The calculation of the scenarios has been carried out by GaBi 4.0 under the use of its scientific databases.

Milestones of the comparison between 33 upgrading scenarios are: The overall reduction of GHG emissions may be rather small, e.g. the PSA-scenario for an agricultural biogas plant emits only 10% less greenhouse gases than the use of natural gas for energy supply. Another result shows that the BABIU-method can be regarded as a carbon sink even if the bottom ash has to be transported by train or by lorry.

Inhaltsverzeichnis

| | |
|---|-------------|
| Kurzfassung | I |
| Abstract | II |
| Inhaltsverzeichnis | III |
| Abbildungsverzeichnis | VII |
| Tabellenverzeichnis | X |
| Abkürzungsverzeichnis | XIII |
| A Einleitung | 1 |
| B Zielsetzung der Diplomarbeit | 3 |
| C Methoden der Herstellung, Aufbereitung, Netzeinspeisung und Energieumwandlung von Biogas | 4 |
| C.1 Biogas | 4 |
| C.1.1 Ablauf der anaeroben Vergärung | 4 |
| C.2 Rohstoffbereitstellung | 5 |
| C.2.1 Silomais | 6 |
| C.2.2 Grassilage | 6 |
| C.2.3 Schweinegülle | 7 |
| C.2.4 Bioabfall..... | 7 |
| C.3 Substratverwendung und Gasausbeute | 8 |
| C.4 Anlagentechnik für die Herstellung von Biogas | 10 |
| C.4.1 Verfahrensvarianten | 10 |
| C.4.2 Prozessstufen..... | 11 |
| C.4.3 Temperatur | 11 |
| C.4.4 Beschickungsart | 11 |
| C.4.5 Nassvergärung | 13 |
| C.4.5.1 Pfropfenströmungsverfahren | 14 |
| C.4.5.2 Verfahren mit Volldurchmischung | 15 |
| C.4.6 Feststoffvergärung..... | 15 |
| C.4.6.1 Pfropfenstromfermenter | 16 |
| C.4.6.2 Container- und Boxenfermenter..... | 16 |
| C.4.6.3 Folienschlauch-Fermenter | 17 |

| | | |
|------------|---|-----------|
| C.5 | Parameter Faulraumbelastung und Verweilzeit..... | 17 |
| C.6 | Verfahrenstechnik..... | 18 |
| C.6.1 | Lagerung, Aufbereitung und Einbringung von Substrat | 18 |
| C.6.2 | Fermenter | 20 |
| C.6.3 | Feststoffabscheidung | 21 |
| C.6.4 | Gasspeicher | 21 |
| C.7 | Anlagentechnik für die Aufbereitung von Biogas auf Erdgasqualität .. | 22 |
| C.7.1 | Entschwefelung | 24 |
| C.7.1.1 | Biologische Verfahren..... | 24 |
| C.7.1.2 | Chemische Verfahren | 25 |
| C.7.1.3 | Adsorptive Verfahren – Eisenhaltige Masse und Zinkoxid..... | 26 |
| C.7.1.4 | Adsorptive Verfahren – Aktivkohle | 26 |
| C.7.2 | Trocknung von Biogas..... | 27 |
| C.7.2.1 | Kondensationstrocknung | 27 |
| C.7.2.2 | Trocknung mit Kieselgel..... | 28 |
| C.7.3 | Entfernung von Silizium und Ammoniak | 29 |
| C.7.4 | Methananreicherung (Kohlendioxidtrennung)..... | 29 |
| C.7.4.1 | Druckwasserwäsche (DWW) | 30 |
| C.7.4.2 | Absorptive Aufbereitungsverfahren..... | 32 |
| C.7.4.3 | Druckwechseladsorption (DWA) | 34 |
| C.7.4.4 | Membrantrennverfahren | 36 |
| C.7.4.5 | Kryogene Trennung | 37 |
| C.7.4.6 | Flüssiggasdosierung..... | 37 |
| C.7.4.7 | BABIU – Verfahren (Bottom Ash for Biogas Upgrading) | 38 |
| C.8 | Anlagentechnik für die Einspeisung von aufbereitetem Biogas in das Erdgasnetz..... | 41 |
| C.8.1 | Gasnetz | 41 |
| C.8.2 | Anschlussleitungen..... | 42 |
| C.8.3 | Verdichter- und Druckregelanlagen | 42 |
| C.9 | Energieumwandlung von Biogas..... | 43 |
| C.9.1 | Kraftwerkstypen zur Erzeugung elektrischer Energie | 44 |
| C.9.2 | Kraftwerkstypen zur Kraft-Wärme-Kopplung | 44 |

| | | |
|------------|---|-----------|
| D | Klimabilanz für ausgewählte Szenarien der Herstellung, Aufbereitung und Energieumwandlung von Biogas | 46 |
| D.1 | Methodik der Bilanzierung | 46 |
| D.2 | Untersuchungsrahmen | 49 |
| D.2.1 | Systemgrenzen..... | 49 |
| D.2.2 | Funktionelle Einheit | 50 |
| D.2.3 | Wirkungskategorie | 51 |
| D.3 | Beschreibung der verwendeten Berechnungssoftware | 52 |
| D.4 | Beschreibung der ausgewählten Szenarien | 52 |
| D.5 | Sachbilanz | 55 |
| D.5.1 | Substrate zur Vergärung..... | 55 |
| D.5.1.1 | Rohstoffherzeugung..... | 55 |
| D.5.1.1.1 | Substratparameter Nachwachsende Rohstoffe..... | 57 |
| D.5.1.1.2 | Substratparameter für organischen Dünger: Schweinegülle | 58 |
| D.5.1.1.3 | Theoretisches Energiepotential der Substrate der NaWaRo-Vergärungsanlage..... | 58 |
| D.5.1.2 | Substrate einer kommunalen Bioabfall-Vergärungsanlage | 59 |
| D.5.1.2.1 | Theoretisches Energiepotential der Substrate der kommunalen Bioabfall-Vergärungsanlage..... | 60 |
| D.5.2 | Substrattransport | 60 |
| D.5.3 | Sachbilanz Vergärungsanlage..... | 62 |
| D.5.3.1 | Substrataufwand..... | 62 |
| D.5.3.2 | Energieaufwand..... | 63 |
| D.5.3.2.1 | Thermischer Energieaufwand | 64 |
| D.5.3.2.2 | Elektrischer Energieaufwand..... | 67 |
| D.5.3.3 | Transportaufwand (innerbetrieblicher Transport)..... | 68 |
| D.5.4 | Sachbilanz Thermische Energie für die Biogasanlage | 69 |
| D.5.5 | Sachbilanz Biogasaufbereitung | 70 |
| D.5.5.1 | Druckwechseladsorption (DWA) | 70 |
| D.5.5.2 | Druckwasserwäsche (DWW) | 72 |
| D.5.5.3 | BABIU-Verfahren | 72 |
| D.5.5.4 | Membrantrennverfahren | 76 |
| D.5.6 | Verdichtung und Trocknung des aufbereiteten Biogases | 76 |
| D.5.7 | Gastransport (Gasverluste im Österreichischen Gasnetz)..... | 79 |
| D.5.8 | Energieumwandlung..... | 80 |

| | |
|--|------------|
| D.5.9 Sachbilanz Strommix zur Deckung des elektrischen Energieaufwandes | 80 |
| D.5.10 Sachbilanz Diesel | 82 |
| D.5.11 Sachbilanz des Referenzszenarios Erdgas an Energieumwandlung..... | 82 |
| D.6 Darstellung der Ergebnisse aus der berechneten Klimabilanz | 84 |
| D.6.1 Gegenüberstellung der Szenarien | 84 |
| D.6.1.1 Vergleich der Treibhausgasemissionen aus den Szenarien | 84 |
| D.6.1.2 Zusammensetzung der Emissionen aus den Teilprozessen..... | 88 |
| D.6.1.3 Einfluss des Schlacketransports beim BABIU-Verfahren..... | 93 |
| D.6.2 Ergebnisse der Teilprozesse | 95 |
| D.6.2.1 Emissionen aus der Rohstoffherstellung für die NaWaRo-Biogasanlage | 95 |
| D.6.2.2 Emissionen aus der Vergärungsanlage | 96 |
| D.6.2.3 Emissionen aus der Aufbereitungsanlage..... | 97 |
| D.6.2.4 Emissionen aus dem Schlacketransport beim BABIU-Verfahren.... | 99 |
| D.6.2.5 Emissionen aus der Verdichtungsanlage..... | 100 |
| D.6.2.6 Emissionen aus dem Gastransport..... | 101 |
| D.6.2.7 Emissionen aus der Energieumwandlung..... | 101 |
| E Schlussfolgerungen und Empfehlungen | 102 |
| F Literaturverzeichnis..... | 104 |
| Anhang: Stoffflussdiagramme | 109 |

Abbildungsverzeichnis

| | | |
|---------------|---|----|
| Abbildung 1 | Vereinfachtes Schema der Biogasentstehung (LINKE et al., 2003)..... | 4 |
| Abbildung 2: | Durchfluss-Verfahren (FNR, 2006a)..... | 12 |
| Abbildung 3: | Speicherverfahren (FNR, 2006a)..... | 13 |
| Abbildung 4: | Durchfluss-Speicher-Verfahren (FNR, 2006a)..... | 13 |
| Abbildung 5: | Pfropfenströmungsverfahren – Liegender Tankfermenter mit Paddelrührwerk (HOFMANN et al., 2005)..... | 14 |
| Abbildung 6: | Stehender Fermenter mit Einbauten (HOFMANN et al., 2005)..... | 15 |
| Abbildung 7: | Verfahrensablauf bei der Biogasgewinnung (FNR, 2006a)..... | 18 |
| Abbildung 8: | Aufbereitungsschritte von Rohbiogas bis zu Austauschgas (HORNBACHNER et al., 2005)..... | 23 |
| Abbildung 9: | Verfahrensschema Biowäscher (HOFMANN et al., 2005)..... | 25 |
| Abbildung 10: | Systemüberblick Druckwasserwäsche (HEI, 2009)..... | 30 |
| Abbildung 11: | Systemüberblick Druckwechseladsorption (HEI, 2009)..... | 34 |
| Abbildung 12: | Permeabilitäten verschiedener Moleküle (HOFMANN et al., 2005)..... | 36 |
| Abbildung 13: | Prinzip der Biogasaufbereitung mittels Gaspermeation (TU WIEN, 2009)..... | 36 |
| Abbildung 14: | Versuchsaufbau BABIU (MOSTBAUER et al., 2008)..... | 40 |
| Abbildung 15: | Bauarten von KWK-Anlagen (KONSTANTIN, 2007)..... | 45 |
| Abbildung 16: | Aufbau einer Ökobilanz nach ISO 14040..... | 47 |
| Abbildung 17: | Darstellung der Systemgrenzen..... | 49 |
| Abbildung 18: | Schematische Darstellung der NaWaRo-Szenarien (links) und der Bioabfall-Szenarien (rechts)..... | 53 |
| Abbildung 19: | Schematische Darstellung des Erdgas-Szenarios..... | 53 |
| Abbildung 20: | Gegenüberstellung aller berechneten Szenarien in CO ₂ -Äquivalenten bezogen auf die funktionelle Einheit..... | 85 |
| Abbildung 21: | Gegenüberstellung der Aufbereitungsszenarien (6 bar) mit dem Referenzszenario in Prozent des Erdgas-Szenarios..... | 87 |
| Abbildung 22: | Gegenüberstellung der Aufbereitungsszenarien (70 bar) mit dem Referenzszenario in Prozent des Erdgas-Szenarios..... | 87 |
| Abbildung 23: | Zusammensetzung der Emissionsanteile aus den Teilprozessen in CO ₂ -Äquivalenten bezogen auf die funktionelle Einheit..... | 88 |
| Abbildung 24: | Relative Zusammensetzung der Emissionsanteile aus den Teilprozessen in Prozent der Gesamtemissionen..... | 89 |

| | |
|---|-----|
| Abbildung 25: Relative Anteile der Treibhausgasemissionen in CO ₂ -Äquivalenten | 89 |
| Abbildung 26: Abhängigkeit der BABIU-Emissionen von der Transportdistanz | 93 |
| Abbildung 27: Stoffliche Zusammensetzung der Emissionen aus der Rohstoffherstellung | 96 |
| Abbildung 28: Emissionen aus den Aufbereitungsszenarien und stoffliche Zusammensetzung bezogen auf die funktionelle Einheit | 99 |
| Abbildung 29: Gegenüberstellung der Emissionen aus der Verdichtungsanlage bezogen auf die funktionelle Einheit..... | 100 |
| Abbildung 30: Stoffflussdiagramm BA-Zug-6-50..... | 109 |
| Abbildung 31: Stoffflussdiagramm BA-Zug-70-50..... | 109 |
| Abbildung 32: Stoffflussdiagramm BA-Zug-6-100..... | 110 |
| Abbildung 33: Stoffflussdiagramm BA-Zug-70-100..... | 110 |
| Abbildung 34: Stoffflussdiagramm BA-LKW-6-0,5 | 111 |
| Abbildung 35: Stoffflussdiagramm BA-LKW-70-0,5 | 111 |
| Abbildung 36: Stoffflussdiagramm BA-LKW-6-50 | 112 |
| Abbildung 37: Stoffflussdiagramm BA-LKW-70-50 | 112 |
| Abbildung 38: Stoffflussdiagramm BA-LKW-6-100 | 113 |
| Abbildung 39: Stoffflussdiagramm BA-LKW-70-100 | 113 |
| Abbildung 40: Stoffflussdiagramm BA-DWA-6..... | 114 |
| Abbildung 41: Stoffflussdiagramm BA-DWA-70..... | 114 |
| Abbildung 42: Stoffflussdiagramm BA-DWW-6..... | 115 |
| Abbildung 43: Stoffflussdiagramm BA-DWW-70..... | 115 |
| Abbildung 44: Stoffflussdiagramm BA-MB-6..... | 116 |
| Abbildung 45: Stoffflussdiagramm BA-MB-70..... | 116 |
| Abbildung 46: Stoffflussdiagramm NR-Zug-6-50 | 117 |
| Abbildung 47: Stoffflussdiagramm NR-Zug-70-50 | 117 |
| Abbildung 48: Stoffflussdiagramm NR-Zug-6-100 | 118 |
| Abbildung 49: Stoffflussdiagramm NR-Zug-70-100..... | 118 |
| Abbildung 50: Stoffflussdiagramm NR-LKW-6-0,5..... | 119 |
| Abbildung 51: Stoffflussdiagramm NR-LKW-70-0,5..... | 119 |
| Abbildung 52: Stoffflussdiagramm NR-LKW-6-50..... | 120 |
| Abbildung 53: Stoffflussdiagramm NR-LKW-70-50..... | 120 |
| Abbildung 54: Stoffflussdiagramm NR-LKW-6-100..... | 121 |
| Abbildung 55: Stoffflussdiagramm NR-LKW-70-100..... | 121 |
| Abbildung 56: Stoffflussdiagramm NR-DWA-6 | 122 |
| Abbildung 57: Stoffflussdiagramm NR-DWA-70 | 122 |

| | |
|--|-----|
| Abbildung 58: Stoffflussdiagramm NR-DWW-6 | 123 |
| Abbildung 59: Stoffflussdiagramm NR-DWW-70 | 123 |
| Abbildung 60: Stoffflussdiagramm NR-MB-6 | 124 |
| Abbildung 61: Stoffflussdiagramm NR-MB-70 | 124 |

Tabellenverzeichnis

| | | |
|-------------|---|----|
| Tabelle 1: | Zusammenfassung ausgewählter Substratparameter (FNR, 2006a)..... | 9 |
| Tabelle 2: | Übersicht Vergärungsverfahren (THEISSING, 2006)..... | 10 |
| Tabelle 3: | Vergleich von Rohbiogas mit den Grenzwerten der Qualitätsanforderungen gemäß ÖVGW G31 und ÖVGW G33 (ÖVGW, 2001; ÖVGW, 2006) | 22 |
| Tabelle 4: | Mögliche Absorptionsverfahren zur Entfernung von Kohlendioxid und Schwefelwasserstoff (HOFMANN et al., 2005).... | 33 |
| Tabelle 5: | Beispiele für Umrechnungsfaktoren nach IPCC..... | 51 |
| Tabelle 6: | Emissionsfaktoren Silomaiszerzeugung für 1000kg Silomais..... | 56 |
| Tabelle 7: | Emissionsfaktoren Grassilagezerzeugung für 1000kg Grassilage..... | 56 |
| Tabelle 8: | Substratparameter Silomais..... | 57 |
| Tabelle 9: | Substratparameter Grassilage | 57 |
| Tabelle 10: | Substratparameter Schweinegülle | 58 |
| Tabelle 11: | Energiepotential und Biogasertrag (gerundet) für Substrate der NaWaRo-Modellanlage | 59 |
| Tabelle 12: | Substratparameter Bioabfall..... | 60 |
| Tabelle 13: | Energiepotential und Biogasertrag (gerundet) für Substrate der Bioabfall-Modellanlage..... | 60 |
| Tabelle 14: | Literaturangaben zur Transportdistanz von Substraten für Biogasanlagen (*...im Durchschnitt) | 61 |
| Tabelle 15: | Emissionsfaktoren und Dieserverbrauch für einen 22t-LKW (Zuladung: 1 Tonne; Distanz: 1 Kilometer; Hinfahrt voll - Rückfahrt leer) | 62 |
| Tabelle 16: | Emissionsfaktoren und Dieserverbrauch für einen Traktor (Zuladung: 1 Tonne; Distanz: 1 Kilometer; nur Hinfahrt)..... | 62 |
| Tabelle 17: | Erforderlicher Substrataufwand für die landwirtschaftliche Biogasanlage und resultierender Biogasertrag | 63 |
| Tabelle 18: | Erforderlicher Substrataufwand für die kommunale Bioabfall-Vergärungsanlage und resultierender Biogasertrag..... | 63 |
| Tabelle 19: | Thermischer Energieaufwand für die NaWaRo-Modellanlage | 64 |
| Tabelle 20: | Thermischer Energieaufwand für die Bioabfall-Modellanlage | 66 |
| Tabelle 21: | Elektrischer Energieaufwand für die NaWaRo-Modellanlage..... | 67 |
| Tabelle 22: | Elektrischer Energieaufwand für die Bioabfall-Modellanlage | 68 |
| Tabelle 23: | Emissionsfaktoren thermische Energie aus Biogas bezogen auf 1 MJ Wärmeenergie..... | 69 |

| | | |
|-------------|---|----|
| Tabelle 24: | Elektrischer Energieaufwand und Methanverluste der DWA-Aufbereitungsanlage | 71 |
| Tabelle 25: | Propangasaufwand und elektrischer Energieverbrauch der Flüssiggasdosierung | 71 |
| Tabelle 26: | Elektrischer Energieaufwand und Methanverluste der DWW-Aufbereitungsanlage | 72 |
| Tabelle 27: | Emissionsfaktoren und Dieserverbrauch für einen 38t-LKW (Zuladung: 1 Tonne; Distanz: 1 Kilometer; Hinfahrt voll - Rückfahrt leer) | 73 |
| Tabelle 28: | Berechnungsparameter BABIU-Verfahren | 75 |
| Tabelle 29: | Elektrischer Energieaufwand und Methanverluste der MB-Aufbereitungsanlage | 76 |
| Tabelle 30: | Annahmen der Reingaseigenschaften nach MOSTBAUER et al. (2008) und Energieaufwand zur Verdichtung und Trocknung nach den Aufbereitungsverfahren | 79 |
| Tabelle 31: | Emissionsfaktoren Energieumwandlung | 80 |
| Tabelle 32: | Zusammensetzung des österreichischen Strommixes (FRISCHKNECHT et al., 2007) | 81 |
| Tabelle 33: | Emissionsfaktoren elektrischer Energieverbrauch Strommix Österreich bezogen auf 1 MJ elektrische Energie | 81 |
| Tabelle 34: | Emissionsfaktoren Diesel ab Regionallager bezogen auf 100 Liter Diesel | 82 |
| Tabelle 35: | Zusammensetzung der österreichischen Erdgaslieferung | 83 |
| Tabelle 36: | Emissionsfaktoren für Vorketten aus der Erdgasbereitstellung bezogen auf 1 m ³ Erdgas | 83 |
| Tabelle 37: | Emissionen aus den Teilprozessen der Szenarien in CO ₂ -Äquivalenten bezogen auf die funktionelle Einheit | 90 |
| Tabelle 38: | Relative Anteile der Treibhausgasemissionen in Prozent | 91 |
| Tabelle 39: | Beispiele für mögliche Transportdistanzen im Vergleich mit anderen Aufbereitungsszenarien | 94 |
| Tabelle 40: | Emissionen aus der Rohstoffherzeugung und dem Rohstofftransport bezogen auf die funktionelle Einheit | 95 |
| Tabelle 41: | Gesamtemissionen aus der Vergärungsanlage abhängig vom Inputsubstrat und dem Aufbereitungsverfahren bezogen auf die funktionelle Einheit | 96 |
| Tabelle 42: | Stoffliche Anteile der klimarelevanten Emissionen (CO ₂ -Äquivalente) aus der Vergärungsanlage in Prozent | 97 |
| Tabelle 43: | Gesamtemissionen aus der Aufbereitungsstufe abhängig vom Inputsubstrat und dem Aufbereitungsverfahren bezogen auf die funktionelle Einheit | 97 |
| Tabelle 44: | Stoffliche Anteile der klimarelevanten Emissionen (CO ₂ -Äquivalente) aus dem DWA-Verfahren in Prozent | 98 |

| | | |
|-------------|--|-----|
| Tabelle 45: | Stoffliche Anteile der klimarelevanten Emissionen (CO ₂ -Äquivalente) aus dem DWW-Verfahren in Prozent | 98 |
| Tabelle 46: | Stoffliche Anteile der klimarelevanten Emissionen (CO ₂ -Äquivalente) aus dem MB-Verfahren in Prozent | 98 |
| Tabelle 47: | Stoffliche Anteile der klimarelevanten Emissionen (CO ₂ -Äquivalente) aus dem BABIU-Verfahren in Prozent..... | 98 |
| Tabelle 48: | Gesamtemissionen aus dem Schlacketransport bezogen auf die funktionelle Einheit | 99 |
| Tabelle 49: | Emissionen aus der Verdichtung vor der Netzeinspeisung bezogen auf die funktionelle Einheit | 100 |
| Tabelle 50: | Emissionen aus der Energieumwandlung bezogen auf die funktionelle Einheit | 101 |

Abkürzungsverzeichnis

| | | | |
|----------------------|----------------------------------|------------------|----------------------------|
| °C | Grad Celsius | mg | Milligramm |
| BA | Bioabfall | MJ | Megajoule |
| BABIU | Bottom Ash for Biogas Upgrading | mm | Millimeter |
| BE _{FM} | Biogasertrag der Frischmasse | Mol | Stoffmenge |
| BE _{oTS} | Biogasertrag der Trockensubstanz | MW | Megawatt |
| BHKW | Blockheizkraftwerk | N | Stickstoff |
| C | Kohlenstoff | N ₂ O | Lachgas |
| CaCO ₃ | Kalziumkarbonat | NaWaRo | Nachwachsende Rohstoffe |
| CH ₄ | Methan | Nm ³ | Normkubikmeter |
| CO ₂ | Kohlendioxid | NR | Nachwachsende Rohstoffe |
| CO ₂ äqu. | Kohlendioxid-Äquivalente | oTS | Organische Trockensubstanz |
| d | Tag | P | Phosphor |
| DWA | Druckwechseladsorption | ppm | Teile von einer Million |
| DWW | Druckwasserwäsche | t | Tonne |
| EP | Energiepotential | tkm | Tonnenkilometer |
| FM | Frischmasse | TM | Trockenmasse |
| g | Gramm | TS | Trockensubstanz |
| GJ | Gigajoule | Vol % | Volumenanteil |
| h | Stunde | | |
| H ₂ O | Wasser | | |
| H ₂ S | Schwefelwasserstoff | | |
| J | Joule | | |
| K | Kalium | | |
| kg | Kilogramm | | |
| km | Kilometer | | |
| kW | Kilowatt | | |
| kWh | Kilowattstunde | | |
| KWK | Kraft-Wärme-Kopplung | | |
| l | Liter | | |
| MB | Membranverfahren | | |

A Einleitung

In den letzten Jahren beherrschte ein zentrales Thema die Umweltpolitik der Industrieländer. Das Phänomen „Klimawandel“ schwirrte durch alle Köpfe und veranlasste die politischen Entscheidungsträger zur Verabschiedung von Strategien zur Verringerung des Anstoßes von Treibhausgasen.

Der Hauptanteil der Treibhausgasemissionen entsteht durch die Verbrennung fossiler Rohstoffe zur Erzeugung von thermischer und elektrischer Energie. Eine Möglichkeit, diese Emissionen zu verringern, ist der Umstieg auf erneuerbare Energieträger.

Zur Umsetzung dieser Maßnahme innerhalb der Europäischen Union wurde am 9. Dezember 2008 die „Erneuerbare Energie Richtlinie“ als Teil des EU-Klima- und Energiepakets verabschiedet. Darin wird eine Steigerung des Anteils erneuerbarer Energieproduktion auf 20% des Gesamtenergiebedarfs und eine Reduktion der Treibhausgasemissionen von 20% angestrebt. Für Österreich ist eine Erhöhung des Anteils von 23% im Jahr 2006 auf 34% im Jahr 2010 vorgesehen (UMWELTJOURNAL, 2008).

Eine Möglichkeit des Einsatzes erneuerbare Energien ist die Nutzung von Biogas aus der anaeroben Vergärung organischer Substanz. Der Vorteil von Biogas im Gegensatz zu vergleichbaren fossilen Energieträgern – wie Erdgas – liegt darin, dass das bei der Verbrennung freigesetzte Kohlendioxid nicht als klimarelevant, also als „CO₂-neutral“ angesehen wird. Diese Bezeichnung leitet sich von der Tatsache ab, dass das durch die Verbrennung von Biogas freiwerdende CO₂ während des Wachstums der Pflanzen aus der Atmosphäre entzogen und in Biomasse umgewandelt wurde.

In den letzten Jahren sind in Österreich auf Grund der Ökostromförderung immer mehr landwirtschaftliche Biogasanlagen in Betrieb genommen worden. Die elektrische Leistung der von den Landesregierungen anerkannten Anlagen stieg zwischen dem 2. Quartal 2002 und dem 2. Quartal 2008 von 4,7 MW auf 91,4 MW an (E-CONTROL, 2008).

Derzeit erfolgt die Herstellung und Energieumwandlung des Biogases oftmals am selben Ort. Daraus ergibt sich der Nachteil, dass die anfallende Wärmeenergie aus den Blockheizkraftwerken auf Grund der meist dezentralen Lage der Biogasanlagen nur in geringem Ausmaß genutzt werden kann.

Eine Effizienzsteigerung kann durch eine Aufbereitung des Biogases auf Erdgasqualität und Einspeisung in das Erdgasnetz erfolgen. Durch die Einleitung lässt sich der Ort der Energieumwandlung an den Ort des Energiebedarfs verlegen, womit neben der elektrischen Energie vor allem die Wärmeenergie optimal genutzt werden kann.

In der vorliegenden Arbeit werden in Kombination mit mehreren ausgewählten Aufbereitungsszenarien zwei unterschiedliche Substratvarianten betrachtet. Neben der Biogasherstellung aus Energiepflanzen und Gülle wird auch eine Variante für die Verwendung von Bioabfall als Inputsubstrat dargestellt. Bei dieser Variante stellt die Energieerzeugung einen Nebeneffekt der Abfallbehandlung dar, welche den Abbau, Umbau und die Stabilisierung der organischen Substanz sicherstellen soll.

B Zielsetzung der Diplomarbeit

Die vorliegende Arbeit soll die Klimarelevanz der Produktion und Aufbereitung von Biogas für die Einspeisung in das Erdgasnetz und den Gastransport und die anschließende Energieumwandlung darstellen. Um eine Vorstellung von der dazu notwendigen Technik zu bekommen, ist das Ziel des ersten Teils eine Beschreibung entsprechender Methoden und Prozesse, basierend auf einer Literaturrecherche. Die Zielsetzung des zweiten Teils ist das Erstellen einer Klimabilanz, um Rückschlüsse auf die Klimarelevanz zu ermöglichen.

Im ersten Teil werden folgenden Punkte behandelt:

- Beschreibung der Grundlagen und wichtigsten Systeme der Biogasproduktion
- Beschreibung der Aufbereitungsverfahren für das Erreichen von Erdgasqualität und die Einspeisung in das Erdgasnetz

Die Ziele des zweiten Teils sind:

- Erstellung einer ganzheitlichen Klimabilanz des Gesamtsystems von der Rohstoffbereitstellung bis zur Energieumwandlung
- Erkennen des Szenarios mit der geringsten Treibhausgasemissionen
- Ableitung folgender Zusatzerkenntnisse aus der Klimabilanz:
 - Darstellung der Emissionen aus den Teilprozessen
 - Gegenüberstellung der Aufbereitungsverfahren
 - Gegenüberstellung zweier Substratvarianten
 - Vergleich mit dem Referenzszenario
 - Betrachtung von zwei Verdichtungsvarianten
 - Einfluss der Transportdistanzen beim BABIU-Verfahren (vgl. Kapitel C.7.4.7)

Die Ergebnisse der Klimabilanz sollen zukünftige Entscheidungen für oder gegen den Bau einer Biogasaufbereitung erleichtern.

C Methoden der Herstellung, Aufbereitung, Netzeinspeisung und Energieumwandlung von Biogas

Im ersten Teil dieser Diplomarbeit sollen die unterschiedlichen Arten der Herstellung und Aufbereitung von Biogas dargestellt werden. Die Ausführungen zu den Kapiteln C.1 bis C.6 basieren auf den Arbeiten von EDER & SCHULZ (2006), THEISSING (2006), HOFMANN et al. (2005) und FNR (2006a).

C.1 Biogas

„Biogas stellt einen Energieträger mit chemischer Bindungsenergie dar, dessen Hauptkomponente Methan ist. Es entsteht durch den anaeroben mikrobiellen Abbau organischer Substanz“ (BMWA, 2007). Neben Methan, dem in Hinsicht auf die energetische Umwandlung wertvollsten Stoff, besteht Biogas hauptsächlich aus Kohlendioxid sowie Wasserdampf und diversen Spurengasen.

C.1.1 Ablauf der anaeroben Vergärung

Die Lebensbedingungen dieser am organischen Abbau beteiligten Mikroorganismen bestimmen die Konstruktion der Biogasanlagen. Der Vergärungsprozess läuft in vier voneinander abhängigen Stufen ab. Jede Stufe wird durch spezielle Bakterienstämme geprägt.

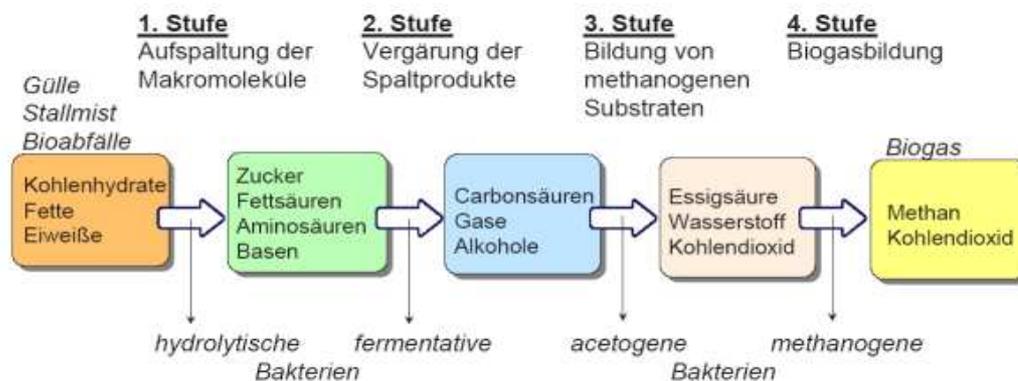


Abbildung 1 Vereinfachtes Schema der Biogasentstehung (LINKE et al., 2003)

Hydrolyse: In der ersten Phase sind hydrolytische Bakterien für die Spaltung von langkettigen organischen Verbindungen (Polymeren) durch Exoenzyme verantwortlich. Langkettige Polymere sind beispielsweise Fette, Eiweiße oder Kohlenhydrate. Der Name Hydrolyse leitet sich daraus ab, dass feste Substanzen durch "Spaltung mit Wasser" in Lösung gehen. Als Produkte dieses Prozesses entstehen kurzkettige Monomere und Dimere. Der Vorgang wird durch den pH-Wert (4,5 bis 6) und die Verweilzeit im Fermenter beeinflusst.

Versäuerung: Die nun vorhandenen Monomere und Dimere (Fettsäuren, Aminosäuren, Zucker) werden durch acidogene Bakterien bei einem pH-Wert von 6 bis 7,5 zu kurzkettigen organischen Säuren wie Propionsäure sowie zu Wasserstoff und Kohlenstoffdioxid umgewandelt. Während dieser Stufe wird der restliche vorhandene Sauerstoff verbraucht, wodurch die notwendigen anaeroben Bedingungen für die Methanbakterien erzeugt werden.

Essigsäurebildung: In dieser Phase werden die Stoffwechselprodukte durch acetogene Bakterien in Essigsäure, Kohlenstoffdioxid und Wasserstoff umgewandelt. Als Nebenprozess kommt es hier jedoch auch schon zur Methanbildung.

Methanbildung: Als letzter Schritt wird durch anaerobe methanogene Bakterien aus den Stoffwechselprodukten der Stufe der Essigsäurebildung mit Hilfe von molekularem Kohlen- und Wasserstoff Methan, Kohlendioxid und Wasser gebildet. Der optimale pH-Wert dieses Prozesses liegt nach EDER & SCHULZ (2006) bei 7.

C.2 Rohstoffbereitstellung

Für die Biogaserzeugung können unterschiedlichste Arten von Rohstoffe bzw. Inputsubstrate verwendet werden (vgl. Tabelle 1) Im Allgemeinen lassen sich landwirtschaftliche und kommunale bzw. zentrale Biogasanlagen unterscheiden. In landwirtschaftlichen Biogasanlagen dient als Hauptbestandteil des Substrats Gülle und Mist (THEISSING, 2006). Inzwischen werden jedoch immer häufiger nachwachsende Rohstoffe (NaWaRo) als Co-Substrat bzw. als Hauptbestandteil eingesetzt. Bei der Herstellung nachwachsender Rohstoffe soll ein möglichst hoher Energieertrag aus der Vergärung pro Hektar genutzte Anbaufläche erzielt werden. Laut EDER &

SCHULZ (2006) erreicht man durch den Einsatz von Energiepflanzen höhere Gasausbeuten und einen besseren Abbau des organischen Anteils. Landwirtschaftliche Abfälle wie z.B. Gülle, Schlachtabfälle etc. können bei Beachtung der Hygienevorschriften ebenfalls als Co-Substrat Verwendung finden.

Bei kommunalen Biogasanlagen spielt neben dem Faktor der Energieerzeugung auch der Faktor Entsorgung von Abfällen eine Rolle. Es werden neben Bioabfall aus der kommunalen Sammlung auch industrielle und gewerbliche Abfälle sowie Klärschlamm vergoren. Bei diesen Anlagen muss auf Grund der Substrataufbereitung und Hygienisierung mit einem erhöhten Energieeinsatz beim Betrieb der Anlage gerechnet werden. Auf Grund des größeren Ausführungsmaßstabes und des Einsatzes besserer Dämmtechnologien entstehen bezogen auf die produzierte Biogasmenge geringere Wärmeverluste als bei den landwirtschaftlichen Anlagen.

In den folgenden Absätzen wird auf die für die Berechnung der Klimabilanz verwendeten Substrate näher eingegangen.

C.2.1 Silomais

Silomais eignet sich laut HOFMANN et al. (2005) auf Grund des hohen Mechanisierungsgrades bei Anbau und Ernte und seines Hektarertrages am besten für die Biogasherstellung. Die Ernteerträge je Hektar liegen bei ca. 45 Tonnen Frischmasse. Fremd- und Störstoffe kommen laut FNR (2006a) kaum vor. Die Lagerung erfolgt meist über 4-6 Wochen (Silierphase) in einem Fahrsilo. Danach kann der Silomais direkt in die Biogasanlage eingebracht werden. Laut EDER & SCHULZ (2006) führt Silomais auch bei alleiniger Nutzung in der Biogasanlage zu keinen Prozessstörungen, dies steht im Widerspruch zu FNR (2006a), wo zumindest ein Gülleanteil von 10% zur Prozessstabilisierung vorgeschlagen wird.

C.2.2 Grassilage

Für den Anbau von Gras ist wie beim Silomais ein großer Erfahrungsschatz und hoher Mechanisierungsgrad vorhanden. Die Methanausbeute ist neben dem Einfluss, ob intensiv oder extensiv bewirtschaftet wird, vor allem von der Graszusammensetzung

zung abhängig (EDER & SCHULZ, 2006). Der Hektarertrag wiederum, hängt laut FNR (2006a) von den Faktoren Bodenqualität, Klimabedingungen, Pflanzenart, Reifegrad und Art der Konservierung abhängig. Aus diesem Grund können die Erträge nur grob geschätzt werden. HARTMANN (2006) verwendet zur Berechnung einer Ökobilanz 25 Tonnen pro Hektar, basierend auf einer Literaturrecherche.

C.2.3 Schweinegülle

Gülle ist ein Gemisch und Kot und Harn aus der landwirtschaftlichen Tierhaltung. Schweinegülle hat im Vergleich zu Rindgülle eine höhere Gasausbeute, da im Magen der Rinder Methanbakterien vorhanden sind und dadurch ein Teil des organischen Materials schon dort zu Biogas umgewandelt wird (EDER & SCHULZ, 2006).

C.2.4 Bioabfall

Bioabfälle aus Haushalten und haushaltsähnlichen Betrieben werden meist durch Fahrzeuge der Entsorgungsbetriebe direkt beim Abfallverursacher abgeholt und zu den entsprechenden Aufbereitungsanlagen transportiert. Je nach Art der Sammlung (Sammelinseln, Haushalt) können der Anteil an Fehlwürfen und der damit verbundene Störstoffeintrag stark schwanken. Neben der Entsorgung in Biogasanlagen besteht noch die Möglichkeit der Kompostierung und Verbrennung.

Der Inhalt an Störstoffen im Bioabfall wird nach VOGT et al. (2002) mit ca. 5% angegeben. Ein weiteres Problem der Vergärung von Bioabfällen stellt die stark schwankende Zusammensetzung dar. Wie in Tabelle 1 ersichtlich, ergeben sich je nach Anteil von z.B. Grünschnitt oder Speiseresten stark voneinander abweichende Substratparameter. Für die Berechnung der Klimabilanz wurden deshalb Durchschnittswerte aus der Literatur verwendet.

C.3 Substratverwendung und Gasausbeute

In den meisten Anlagen werden Mischungen aus mehreren Substraten eingesetzt. Dies ist notwendig, weil der Substratverfügbarkeit vor Ort meist ökonomische Schranken gesetzt sind, und die Vergärung von Mischsubstraten die Prozessstabilität verbessert.

Einen wichtigen Parameter stellt der Anteil der Trockensubstanz des Substrats dar, da hier je nach Fermentationstechnologie (Trocken- oder Nassverfahren) unterschiedliche Trockenmassegehalte günstig sind.

- Nassverfahren: 5-15% Trockenmassegehalt
- Trockenverfahren: > 25 % Trockenmassegehalt

Sollte sich der nötige Wassergehalt nicht durch das Substrat einstellen lassen, kann eine Zugabe von Rückflüssen aus der Gärrestbehandlung bzw. eine Zudosierung von Brauchwasser erfolgen. Dies ist vor allem bei Anlagen mit Nassfermentation und dem Einsatz von nachwachsenden Rohstoffen oder Bioabfall der Fall. Um den Bakterien optimale Lebensbedingungen zu verschaffen, müssen genügend Nährstoffe und Spurenelemente zur Verfügung stehen. Das Verhältnis zwischen Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor und Schwefel sollte etwa 600:15:5:1 betragen (THEISSING, 2006).

Bei der Dimensionierung von Biogasanlagen ist einer der wichtigsten Faktoren die zu erwartende Biogausbeute. Jedem Substrat kann ein spezifischer Biogasertrag zugeordnet werden, wobei dieser Wert großen Schwankungsbreiten unterworfen ist. Der spezifische Biogasertrag hängt in erster Linie von den Konzentrationen der Einzel-nährstoffe Eiweiß, Fett und Kohlenhydrate im Substrat ab, über welche der theoretisch erreichbare Biogasertrag errechnet werden kann. Ausgehend von dieser Berechnung beeinflussen bzw. vermindern noch die Verfahrensparameter Verweilzeit im Fermenter, Trockensubstanzgehalt, Temperatur sowie das Vorhandensein von Hemmstoffen den Biogasertrag. In Tabelle 1 sind die wichtigsten Substratparameter für die Dimensionierung von Biogasanlagen dargestellt.

| Substrat | TS | oTS | N | P | Biogasertrag | | CH ₄ -Gehalt |
|------------------------------|-------|--------|---------|---------|------------------------|-------------------------|-------------------------|
| | [%] | [% TS] | [% TS] | [% TS] | [m ³ /t FS] | [m ³ /t oTS] | [Vol %] |
| Wirtschaftsdünger | | | | | | | |
| Rindergülle | 8-11 | 75-82 | 2,6-6,7 | 0,5-3,3 | 20-30 | 200-500 | 60 |
| Schweinegülle | 7 | 75-86 | 6-18 | 2-10 | 20-35 | 300-700 | 60-70 |
| Rindermist | 25 | 68-76 | 1,1-3,4 | 1-1,5 | 40-50 | 210-300 | 60 |
| Nachwachsende Rohstoffe | | | | | | | |
| Maissilage | 20-35 | 85-95 | 1,1-2,0 | 0,2-0,3 | 170-200 | 450-700 | 50-55 |
| Roggen-Ganzpflanzensilage | 30-35 | 92-98 | 4,0 | 0,71 | 170-220 | 550-680 | 55 |
| Zuckerrübe | 23 | 90-95 | 2,6 | 0,4 | 170-180 | 800-860 | 53-54 |
| Grassilage | 25-50 | 70-95 | 3,5-6,9 | 0,4-0,8 | 170-200 | 550-620 | 54-55 |
| Substrate der Agrarindustrie | | | | | | | |
| Kartoffelschlempe | 6-7 | 85-95 | 5-13 | 0,9 | 36-42 | 400-700 | 58-65 |
| Apfeltrester | 25-45 | 85-90 | 1,1 | 0,3 | 145-150 | 660-680 | 65-70 |
| Organische Reststoffe | | | | | | | |
| Biotonne | 40-75 | 50-70 | 0,5-2,7 | 0,2-0,8 | 80-120 | 150-600 | 58-65 |
| Speisereste | 9-37 | 80-98 | 0,6-5 | 0,3-1,5 | 50-480 | 200-500 | 45-61 |
| Fett aus Fettabscheidern | 2-70 | 75-93 | 0,1-3,6 | 0,1-0,6 | 11-450 | 700 | 60-72 |
| Grünschnitt | 12 | 83-92 | 2-3 | 1,5-2 | 150-200 | 550-680 | 55-65 |

Tabelle 1: Zusammenfassung ausgewählter Substratparameter (FNR, 2006a)

(TS= Trockensubstanz des Substrats; oTS= organischer Anteil der Trockensubstanz; N= Stickstoff; P= Phosphor; FM= Frischmasse)

C.4 Anlagentechnik für die Herstellung von Biogas

Zur Herstellung von Biogas können unterschiedliche Verfahren angewendet werden, welche eine dazu passende technische Ausstattung zur Folge haben. Die Auswahl erfolgt auf Grund der Substrateigenschaften, der Substratmenge und der Optimierung hinsichtlich des Betriebes der Anlage.

C.4.1 Verfahrensvarianten

Die große Zahl der unterschiedlichen Vergärungsverfahren lässt sich in verschiedene Verfahrensvarianten einteilen. Diese werden Tabelle 2 dargestellt.

| Prozessstufen | einstufig | zweistufig | mehrstufig | | | | | |
|-----------------------------|--|---|--|--------------------------------------|---------------------------------------|--|-------------------------|---------------------------------------|
| Prozess-temperatur | psychrophil 15-25°C | mesophil 32-42°C | thermophil 50-58°C | | | | | |
| Art der Beschickung | diskontinuierlich | | quasikontinuierlich (Substrateintrag min. 1mal täglich) | | | kontinuierlich (Substrateintrag kontinuierlich) | | |
| | Batch- verfahren | Wechsel- behälter- verfahren | Durchfluss- verfahren | Speicher- verfahren | Speicher- Durchfluss- verfahren | Durchfluss- verfahren | Speicher- verfahren | Speicher- Durchfluss- verfahren |
| Trocken- substanzegehalt | Nassvergärung | | | Trockenvergärung | | | | |
| | Pfropfen- strömungs- verfahren | Verfahren mit Volldurch- mischung | Sonder- verfahren (Doppel- kammer- verfahren) | Pfropfen- strom- fermenter | Boxen- fermenter | Folien- schlauch- Fermenter | Container- verfahren | Wannen- /Tunnel- fermenter |
| Konstruktion | Liegende Fermenter | Stehende Fermenter | | | | | | |
| | Stahlbeton | Stahl und Edelstahl | Emailliertes Metall | Holz | Kunststoff | | | |
| Fermenter- heizung | Integrierte Heizungen | | | | Externe Wärmetauscher | | | |
| | Fussboden- heizung | Wandheizung eingegossen | Wandheizung Fermenter- innenwand | Rührwellen- heizung | Spiralwärme- tauscher | Doppelrohr- wärme- tauscher | | |
| Durchmischung | Mechanisch | | | | | | | |
| | Tauchmotor- Propeller- rührwerke | Langachs- rührwerke | axiale Rührwerke | Paddel- oder Haspelrühr- werke | Pneumatisch | Hydraulisch | | |

Tabelle 2: Übersicht Vergärungsverfahren (THEISSING, 2006)

C.4.2 Prozessstufen

Eine Biogasanlage kann hinsichtlich der Prozessstufen in ein-, zwei- und mehrstufige Verfahren eingeteilt werden. Bei einstufigen Verfahren findet keine räumliche Trennung der Stufen des organischen Abbaus (vgl. Kap. C.1.1) statt. Die zweistufige Prozessführung erlaubt eine Trennung der Hydrolyse und der Versäuerungsphase, wodurch der Vorteil entsteht, dass beide Prozesse bei optimalen Bedingungen (pH-Wert, Temperatur) betrieben werden können.

C.4.3 Temperatur

Eine weitere Variationsmöglichkeit stellt die Prozesstemperatur dar. Hier unterscheidet man den psychrophilen, mesophilen oder thermophilen Bereich. Bei den meisten Biogasanlagen wird der Prozess im mesophilen Temperaturbereich (32-38°C) durchgeführt. Gegenüber dem thermophilen Verfahren (42-55°C) ergeben sich die Vorteile des niedrigeren Kohlendioxid- und Wasserdampfgehaltes im Biogas und des stabileren Abbauprozesses. Der einzige Nachteil ist die notwendige längere Verweilzeit im Fermenter, um die gleiche Biogausausbeute zu gewährleisten. Die Vergärung im psychrophilen Bereich spielt laut EDER & SCHULZ (2006) auf Grund der langen Verweilzeit und der geringen Gasproduktivität keine Rolle.

C.4.4 Beschickungsart

Die Einteilung in diskontinuierliche, quasikontinuierliche und kontinuierliche Beschickung hat Einfluss auf die Verfügbarkeit von frischem Substrat für die Mikroorganismen und somit auf die Biogasfreisetzung. Beim quasikontinuierlichen Verfahren wird mindestens einmal täglich eine gewisse Menge an frischem Substrat zugegeben, beim kontinuierlichen Verfahren erfolgt diese Zugabe permanent.

Beim diskontinuierlichen Batch-Verfahren wird der ganze Faulbehälter auf einmal gefüllt und nach dem Vergärungsprozess wieder in einem Zug entleert. Ein Teil des Gärguts wird zurückgehalten, um das neue Substrat mit Bakterien anzupflanzen.

Das Wechselbehälter-Verfahren zählt ebenfalls zur diskontinuierlichen Beschickung. Die Fermentierung läuft mittels zwei Behältern ab, wobei das Substrat des einen Behälters ausfällt, während der zweite Behälter aus einer Vorgrube langsam befüllt wird. Bei Abschluss des Füllvorgangs wird der erste Behälter in einem Zug in einen Lagerbehälter entleert. Der Vorteil dieses Verfahrens liegt gegenüber dem Batch-Verfahren in der gleichmäßigen Gasproduktion.

Das Durchfluss-Verfahren wird bei den meisten Biogasanlagen angewendet (FNR, 2006a; EDER & SCHULZ, 2006). Der Fermenter ist ständig gefüllt und wird kontinuierlich mit der gleichen Menge an frischem Substrat aus dem Vorratsbehälter befüllt, welche gleichzeitig über Verdrängung oder Entnahme in den Gärrestbehälter gelangt. Die Vorteile liegen hier in der konstanten Gasproduktion und einer guten Faulraumauslastung. Neben der Gefahr, dass frisches Material durch eine Kurzschlussströmung den Fermenter ohne organischen Abbau verlässt, ist auch die Reparatur bei Vollfüllung nur eingeschränkt möglich.

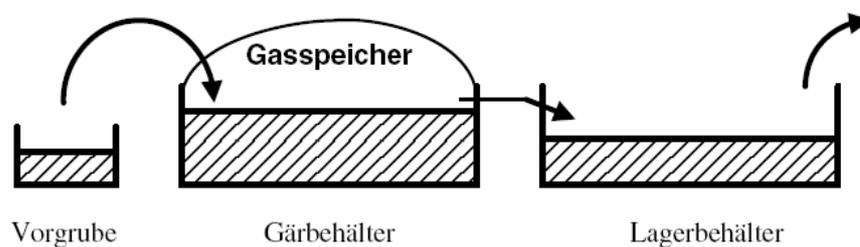


Abbildung 2: Durchfluss-Verfahren (FNR, 2006a)

Beim Speicherverfahren sind Fermenter und Gärrestlager zu einem Behälter zusammengefasst. Ähnlich dem Batch-Verfahren verbleibt ein Teil des Gärrests zur Bakterienübertragung im Behälter. Die Gasproduktion ist laut FNR (2006a) weniger gleichmäßig als im Durchflussverfahren, allerdings können lange Verweilzeiten besser eingehalten werden.

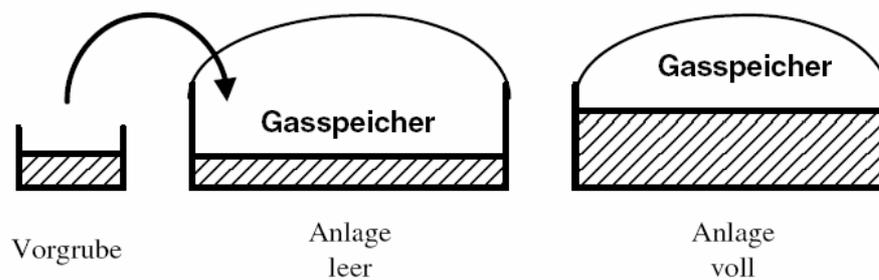


Abbildung 3: Speicherverfahren (FNR, 2006a)

Als Weiterentwicklung des Durchfluss-Verfahrens kann das Durchfluss-Speicher-Verfahren angesehen werden. Neben dem Fermenter ist bei diesem Prozess auch das Gärrestlager abgedeckt. Das im Gärrestlager entstehende Biogas kann somit ebenfalls aufgefangen und weiterverarbeitet werden. Auf Grund der heute üblichen langen Lagerzeiten von bis zu sieben Monaten kommen 20 bis 40% des gesamten Gasertrages aus dem Lagerbehälter. Bei Neuanlagen wird dieses Verfahren am häufigsten eingesetzt, wobei die Lagerbehälter inzwischen auch mit einer Heizung und einer Wärmedämmung ausgestattet werden, um mit einer höheren Raumbelastung arbeiten zu können.

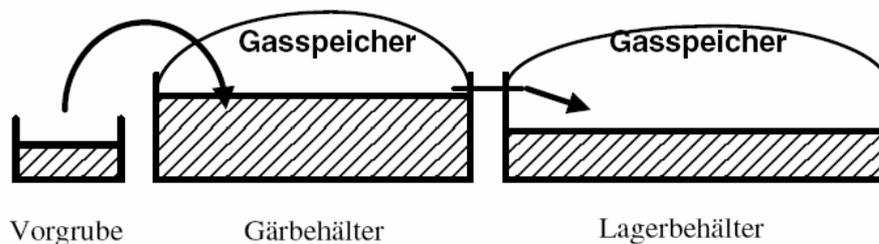


Abbildung 4: Durchfluss-Speicher-Verfahren (FNR, 2006a)

C.4.5 Nassvergärung

Der Trockensubstanzgehalt der Nassvergärung sollte laut EDER & SCHULZ (2006) zwischen 5 und 15% liegen. Die obere Grenze dient vor allem dazu, die Pump- und Rührfähigkeit des Gärguts zu garantieren. Unter 5% wäre der Abbauprozess zwar möglich, würde aber auf Grund des hohen Wassergehalts auch dementsprechend unwirtschaftliche Volumendurchsätze erzeugen. WEICHSELBAUM (2007) fasst in

seiner Arbeit unterschiedliche Literaturwerte zusammen und schließt daraus auf eine technisch sinnvolle obere Grenze der Bereich zwischen 16 und 18%.

Zur Nassvergärung kommen nach FNR (2006a) fast ausschließlich das Pfropfenströmungsverfahren und das Verfahren mit Volldurchmischung zum Einsatz.

C.4.5.1 Pfropfenströmungsverfahren

Bei diesem Verfahren wird das Substrat wie ein Pfropfen längs durch den Faulraum geschoben. Die Durchmischung quer zur Fließrichtung wird meist durch ein Rührwerk, welches beheizbar ausgeführt sein kann, realisiert. Der Behälter wird meistens liegend ausgeführt und sollte ein Verhältnis von Durchmesser zu Länge von 1:4 nicht unterschreiten. Die Ausführung erfolgt aus Stahl oder Beton bzw. Stahlbeton. Die Vorteile dieser Anlagen liegen darin, dass Substrate mit hohem Trockensubstanzgehalt verarbeitet und bei Anordnung eines entsprechend großen Nachgärbehälters lange Verweilzeiten und ein guter Abbau erreicht werden können. Durch die komplexe Bauart ist das Verfahren auf geringe Größen beschränkt. Verglichen mit dem Verfahren mit Volldurchmischung kann ein Fermenter nach dem Pfropfenströmungsverfahren mit einer höheren Faulraumbelastung ($5\text{-}10\text{ kg oTS/m}^3$) betrieben werden.

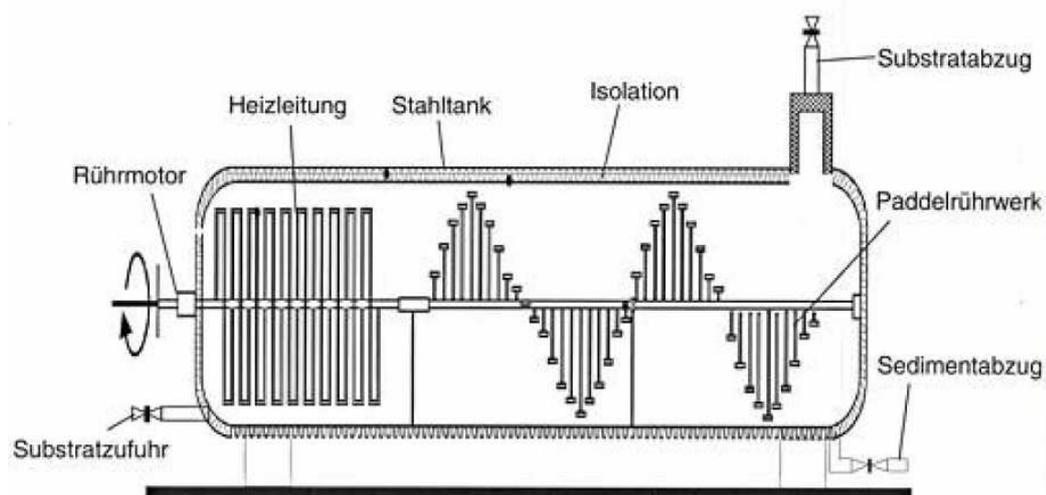


Abbildung 5: Pfropfenströmungsverfahren – Liegender Tankfermenter mit Paddelrührwerk (HOFMANN et al., 2005)

C.4.5.2 Verfahren mit Volldurchmischung

Dieser Anlagentyp kann mit einem Rührkessel verglichen werden. Die Behälter bestehen aus einem Betonboden und Wänden aus Stahl oder Stahlbeton. Die Durchmischung des Substrats erfolgt durch Rührwerke in oder seitlich am Behälter. Die Behälterdecke wird gasdicht und je nach Anforderung mit unterschiedlichen Konstruktionen ausgeführt. Bei Durchflussanlagen kommt es hier zu dem Problem, dass durch die Durchmischung auch immer wieder frisch zudosiertes Substrat den Behälter verlässt, was bei dem Pfropfenströmungsverfahren nicht möglich ist. Um dies zu berücksichtigen muss eine längere Verweilzeit eingeplant werden. Die Faulraumbelastung dieses Verfahrens kann bis zu 4 kg oTS/m³ betragen.

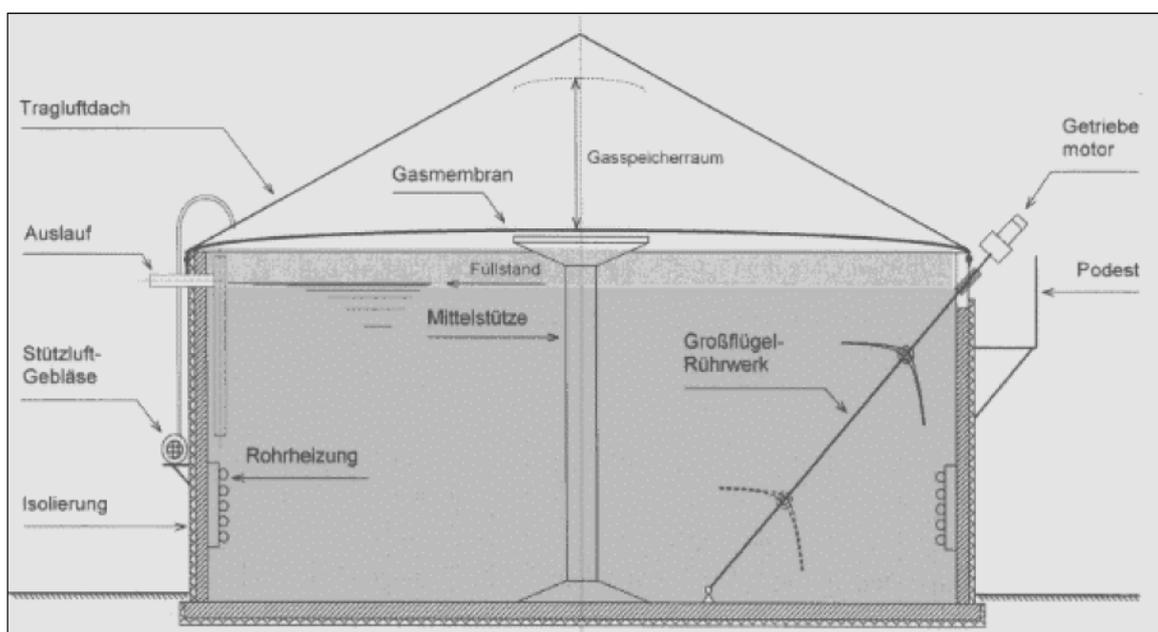


Abbildung 6: Stehender Fermenter mit Einbauten (HOFMANN et al., 2005)

C.4.6 Feststoffvergärung

Bei der Feststoffvergärung kommen hauptsächlich stapel- bzw. schüttbare Substrate zum Einsatz. Der Trockensubstanzgehalt dieser Materialien beträgt über 25%. Der „Zweitnamen“ Trockenvergärung bezieht sich nur auf die Betriebsweise, da eine Vergärung ohne Feuchtigkeit nicht möglich ist (EDER & SCHULZ, 2006).

Laut FNR (2006b) befindet sich die Feststoffvergärung für landwirtschaftliche Substrate in den meisten Fällen erst im Prototypen- bzw. Versuchsstadium. Der Vorteil der Feststoffvergärung liegt darin, dass das Basissubstrat wie Bioabfall oder Maissilage nicht in flüssiger Form vorliegt und somit erst mit hohem Energie- und Rohstoffaufwand verflüssigt und angemischt werden muss, um in eine Nassvergärung eingebracht zu werden. Dies kann beim Feststoffverfahren entfallen, hier wird das Substrat mit Gärflüssigkeit durchtränkt und kann nach der Vergärung ohne zusätzliche Manipulation aus dem Fermenter entfernt werden.

C.4.6.1 Pfropfenstromfermenter

Laut Eder und Schulz wurden in der Vergangenheit unterschiedliche Versuche durchgeführt, kontinuierliche Verfahren zu entwickeln. Diese leiten sich wie der Pfropfenstromfermenter aus der Vergärung von Biomüll ab. Das Substrat wird hier von einem Beschicker, der für die kontinuierliche Versorgung des Fermenters zuständig ist, in den Fermenter eingebracht und dort mit schon vorhandenem vergorenem Material vermischt. Beim Austrag wird der Gärrest abgepresst, und die dadurch gewonnene Flüssigkeit zum Anmischen von neuem Material verwendet. Durch den hohen Trockenmassegehalt leiden die Rührwerke unter hohem Materialverschleiß. Der hohe Technisierungsgrad bei diesen Anlagen wirkt sich negativ auf die Investitionskosten aus, allerdings kann ein hoher Automatisierungsgrad erreicht werden. Als stehendes Pfropfenstromverfahren kann das Silo-Verfahren bezeichnet werden. Hier erfolgt die Vergärung in einem stehenden Zylinder allerdings ohne mechanische Durchmischung (FNR, 2006b).

C.4.6.2 Container- und Boxenfermenter

Bei diesen Verfahren werden die Boxen mit Biomasse befüllt und luftdicht verschlossen. Dem Substrat wird vor dem Einbringen ein Impfsubstrat beigemischt. In einer ersten aeroben Phase erwärmen die Mikroorganismen das Substrat, wobei ein Kompostierungsprozess stattfindet. Sobald die erforderliche Temperatur erreicht ist, wird die anaerobe Vergärung eingeleitet. Das während der Vergärung abfließende Perkolat wird aufgefangen, erwärmt und über den Substratstapel versprüht.

C.4.6.3 Folienschlauch-Fermenter

Die Verfahrenstechnik leitet sich aus der Siliertechnik in der Landwirtschaft ab. Die Fermenter bestehen aus einem Betonbecken und werden mit einer gasdichten Membran (Folienschlauch) abgedeckt. Der Prozess läuft wie in Kapitel C.4.6.2 beschrieben ab. Wobei die Wasserzugabe über eine Flutung des Beckens bis um Beckenrand erfolgt. Im Betonboden kann zur zusätzlichen Wärmeeinbringung eine Fußbodenheizung integriert werden. Im Folienschlauch sind Sammelleitungen für die Abführung des Biogases integriert. Eine Weiterentwicklung stellt der Wannens- bzw. Tunnelfermenter dar, der einen quasikontinuierlichen Prozess ermöglicht.

C.5 Parameter Faulraumbelastung und Verweilzeit

Die Faulraumbelastung beschreibt die täglich zugeführte Menge an organischer Trockensubstanz und wird in Kilogramm organische Trockensubstanz pro Kubikmeter Faulraumvolumen (kg oTS/m^3) angegeben. Sie stellt die Menge an organischer Substanz dar, die die Bakterien innerhalb eines Tages verarbeiten können. Je nach gewählter Temperatur und Verweilzeit kann die Faulraumbelastung höher oder niedriger angenommen werden. Sie stellt einen wichtigen Faktor für die Dimensionierung des Fermentervolumens dar.

Die hydraulische Verweilzeit ist die Zeit, die ein Material theoretisch im Fermenter verbleibt, wobei bei stehenden Fermentern auf Grund der Durchmischung von frischem und vergorenem Material von der theoretischen Verweilzeit gesprochen wird. Beim Pfropfenstromverfahren entspricht die theoretische Verweilzeit schon eher der tatsächlichen Verweilzeit. Die Wahl der Verweilzeit hängt von der Abbaubarkeit der eingesetzten Substrate ab. Je höher die Prozesstemperatur desto kürzer kann die Verweilzeit gewählt werden. Die gewählte Dauer hat einen großen Einfluss auf den Abbaugrad, die Gasausbeute und den Gasertrag. Für den mesophilen Temperaturbereich kann mit einer Verweilzeit von 30-50 Tagen und für den thermophilen Bereich von 15-25 Tagen gerechnet werden. In EDER & SCHULZ (2006) wird für Energiepflanzen eine Aufenthaltszeit von mindestens 42 Tagen vorgeschlagen.

C.6 Verfahrenstechnik

Der anaerobe Vergärungsprozess, wie in Kapitel C.1.1 beschrieben, gilt als Grundlage für die eingesetzte Anlagentechnik bei der Biogasgewinnung. FNR (2006a) unterteilt den Verfahrensablauf in vier Prozessstufen (vgl. Abbildung 7).

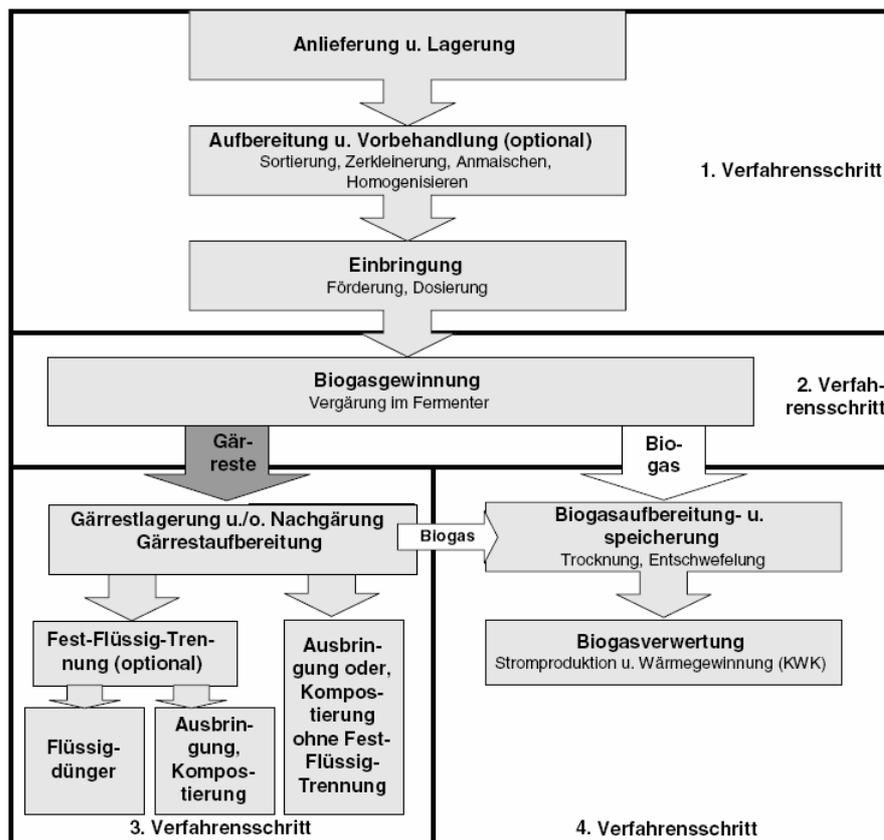


Abbildung 7: Verfahrensablauf bei der Biogasgewinnung (FNR, 2006a)

C.6.1 Lagerung, Aufbereitung und Einbringung von Substrat

Die Dimensionierung des Substratlagers hängt vom Verhältnis zwischen Anlieferung, welche in Tages-, Wochen- oder Monatsintervallen stattfinden kann, und dem je nach Art der Beschickung mehr oder weniger kontinuierlichen Verbrauch ab. Um auftretende Emissionen aus der Annahme, Lagerung und Aufbereitung des Substrats zu minimieren, können die Stationen dieser Prozesse eingehaust und die Abluft über einen Biofilter gereinigt werden. Bei der gleichzeitigen Verwendung von hygienisch

bedenklichem und unbedenklichem Substrat muss eine getrennte Lagerung möglich sein.

Der optimale Ablauf des Vergärungsprozesses und der damit verbundene Energieertrag hängen sehr stark von der Aufbereitung der Substrate ab. Je nach Herkunft des Substrats besteht die Notwendigkeit der Sortierung und Störstoffabtrennung. Bei Substraten aus der Landwirtschaft sind laut HOFMANN et al. (2005) am häufigsten Steine als Störstoffe vorhanden, welche relativ leicht entfernt werden können. Bioabfälle weisen einen weitaus höheren Aufbereitungsaufwand und somit auch einen hohen Energieaufwand auf.

Laut DEUBLEIN & STEINHAUSER (2008) und VOGT et al. (2002) erfolgt die Aufbereitung von Bioabfällen für die Nassvergärung in folgenden Schritten:

- Grobe Aussortierung
- Entfernung von Metallen (Magnetabscheider)
- Sieben und Mahlen
- Sink- und Schwimmverfahren zum Abtrennen von Holz und Schwerstoffen wie Sand
- Homogenisieren

Eine Einstufung, ob die Substrate einer Hygienisierung zugeführt werden müssen, erfolgt nach der Nebenprodukteverordnung ((EG) 1774/2002) (THEISSING, 2006). Dieser Aufbereitungsschritt geschieht durch eine mindestens einstündige Erwärmung der Stoffe auf 70°C. Je nach eingesetzten Substraten kann die Hygienisierung vor der Einbringung in den Fermenter oder nach der Vergärung erfolgen.

Die Zerkleinerung der Substrate ermöglicht den Mikroorganismen eine größere angreifbare Substratoberfläche. Dadurch wird der Abbauvorgang beschleunigt und die Handhabung des Substrats hinsichtlich des Anlagenbetriebes erleichtert. Bei einem nachträglichen Feststoffeintrag bildet das zerkleinerte Substrat eine bessere Matrix um die Feststoffe.

Vor dem Einbringen des Substrats in den Fermenter wird das Substrat angemischt, um den erforderlichen Wassergehalt für die Nassvergärung einzustellen. Dies erfolgt

in der Regel in einer Vorgrube. Als Anmischflüssigkeit werden hauptsächlich Gülle bzw. vergorene Biogasgülle oder Prozesswasser aus der Feststoffabscheidung eingesetzt. Der Vorteil des Prozesswassers liegt darin, dass darin Bakterien enthalten sind, die ein Animpfen des frischen Substrats ermöglichen. Auf Grund der hohen Kosten und des Rohstoffverbrauchs sollte Trinkwasser so sparsam wie möglich eingesetzt werden.

Nach HOFMANN et al. (2005) ist die Art des Transportes und der Einbringung der Substrate in den Fermenter vor allem von ihrer Beschaffenheit abhängig. Die Unterscheidung erfolgt hier zwischen pumpfähigen und stapelbaren Substraten. Unabhängig von der Beschaffenheit soll eine kontinuierliche Beschickung ermöglicht werden.

Pumpfähige Substrate werden aus der Vorgrube mittels Elektropumpen über Rohrleitungen in den Fermenter eingebracht. Nach EDER & SCHULZ (2006) kommen hierfür Kreiselpumpen (Sonderfall: Schneidpumpen mit gehärteten Schneidkanten) und Verdrängerpumpen (Exzentrerschnecken- und Drehkolbenpumpen) zum Einsatz.

Der Transport von stapelbaren Substraten erfolgt meist mit Radladern. Zur Automatisierung des Transportvorganges werden Kratzböden oder Förderschnecken verwendet. Die Einbringung stapelfähiger Substrate in die Vorgrube kann zu Verstopfungen, Sink- und Schwimmschichten sowie zur Entmischung führen (THEISSING, 2006). Deshalb werden die Feststoffe entweder indirekt in die Zuleitung (Einspülschacht, Zugabe in Druckleitung) oder direkt in den Fermenter (Schneckenförderer, umgebaute Futtermischer etc.) zudosiert.

C.6.2 Fermenter

Der Fermenter ist das eigentliche Kernstück der Biogasanlage. Die Dimensionierung des Volumens erfolgt anhand der Substratmenge und der hydraulischen Verweilzeit. Die Ausführungsvarianten wurden schon in Kapitel C.4.5 und C.4.6 beschrieben. HOFMANN et al. (2005) führt einige Grundvoraussetzungen an, die ein Fermenter zu erfüllen hat:

- gas- und flüssigkeitsdichte Ausführung
- Möglichkeit des Erreichens der Prozesstemperatur – Heizung
- Minimieren der Wärmeverluste – Wärmedämmung
- Möglichkeit der Durchmischung des Substrats, um Schwimm- und Sinkschichtenbildung, Temperaturgefälle, Gefälle in der Nährstoffkonzentration und schlechte Substratausgasung zu unterbinden bzw. Homogenisierung des Substrats zu ermöglichen – Rührwerke
- Möglichkeit des Sedimentaustrages – Bodenräumer, Austragsschnecken
- Ableitung des gewonnenen Biogases
- Mess-, Steuerungs-, Regeltechnik zur Überwachung und Steuerung der Abbauprozesse
- Möglichkeit der Probenentnahme

C.6.3 Feststoffabscheidung

Je mehr feste Rohstoffe wie Silomais in die Vergärungsanlage eingebracht werden, desto größer wird die zuzugebende Frischwassermenge, um ein pumpfähiges Substrat zu erhalten. Zur Ressourcenschonung wird eine Fest-Flüssig-Trennung des vergorenen Substrats in Presswasser und fester Gärrest angeordnet. Ein weiterer Vorteil des abgetrennten Presswassers ist die Möglichkeit der Verwendung als Anmaischflüssigkeit oder als Flüssigdünger. Die feste Fraktion kann kompostiert und als Humus wieder verwendet werden. Zur Feststoffabscheidung werden neben Zentrifugen auch Siebbandpressen oder Schraubenseparatoren eingesetzt.

C.6.4 Gasspeicher

Nach HOFMANN et al. (2005) sollte die Möglichkeit einer Biogaslagerung geschaffen werden, um die Schwankungen aus der Biogasproduktion ausgleichen zu können und eine kontinuierliche Gaszufuhr für die Aufbereitung zu gewährleisten. Die Schwankungen entstehen vor allem auf Grund der Aktivität der Mikroorganismen im Fermenter. Das Speichervolumen soll zwischen 30 und 50% des täglichen Gasanfalls fassen können.

C.7 Anlagentechnik für die Aufbereitung von Biogas auf Erdgasqualität

Die beschriebene Anlagentechnik in Kapitel C.7 und C.8 mit der Ausnahme von Kapitel C.7.4.7 basiert auf den Arbeiten von HORNBACHNER et al. (2005), HOFMANN et al. (2005) und THEISSING (2006).

Einen Überblick über die aus dem Rohbiogas zu entfernenden bzw. beizumengenden Stoffe, um eine Einspeisung in das Erdgasnetz zu ermöglichen, zeigt Tabelle 3.

| Stoffe | Rohbiogas | Erdgas laut ÖVGW RL G31 |
|------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|
| Methan | 50 - 75% | ≥96% (laut ÖVGW G33) |
| Kohlendioxid | 25 - 50% | ≤2% |
| Stickstoff | 5% | ≤5% |
| Sauerstoff | 0 - 5% | ≤0,5% |
| Schwefelwasserstoff | < 1% | 0,0003% |
| Ammoniak | < 1% | technisch frei |
| Wasserstoff | < 1% | ≤4% |
| Wasserdampf | 1 – 5% | 0% |
| Gesamtsilizium | <0,1 – 5 mg/m ³ | <10 mg/m ³ |
| Halogenverbindungen | möglich | 0 mg/m ³ |
| Fest- u. Flüssigbestandteile | vorhanden | technisch frei |
| Brennwert | 5,52 - 8,27 kWh/m ³ | 10,7 – 12,8 kWh/m ³ |
| Wobbe-Index ¹⁾ | 5,9 – 8,15 kWh/m ³ | 13,3 – 15,7 kWh/m ³ |

Tabelle 3: Vergleich von Rohbiogas mit den Grenzwerten der Qualitätsanforderungen gemäß ÖVGW G31 und ÖVGW G33 (ÖVGW, 2001; ÖVGW, 2006)

ad. 1) Wobbe-Index: Kennwert für die Austauschbarkeit von Gasen hinsichtlich der Wärmebelastung von Gasgeräten.

Die Zusammensetzung des Rohbiogases kann je nach Inputsubstrat und Prozessführung starke Schwankungen aufweisen. Diese Schwankungen müssen bei der Konstruktion der Aufbereitungsanlage mitberücksichtigt werden.

Durch Analyse von Tabelle 3 lässt sich eine Aufbereitungskette für die abzutrennenden Stoffe ableiten.

Diese gliedert sich in folgende Schritte:

- Entfernung fester Bestandteile, welche mit Filtern gewährleistet werden kann
- Entschwefelung
- Trocknung des Biogases
- Methananreicherung und Kohlenstoffdioxidabtrennung
- Allfällige Entfernung von weiteren Gasbegleitstoffen wie Silizium, Ammoniak und Halogenkohlenwasserstoffen

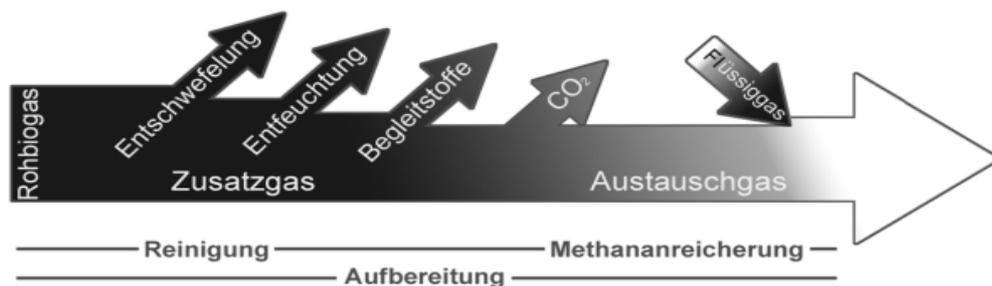


Abbildung 8: Aufbereitungsschritte von Rohbiogas bis zu Austauschgas (HORNBACHNER et al., 2005)

Bevor die einzelnen Aufbereitungsprozesse angeordnet werden, muss man sich auch noch die Verwendung des einzuspeisenden Biogases überlegen. Kann Biogas mit seinem natürlichen Methangehalt eingespeist werden, was in Österreich derzeit nicht zulässig ist, spricht man von Zusatzgas, das dem Erdgas in einer bestimmten Menge zugesetzt werden kann. Hierbei ist keine Methananreicherung notwendig. Bei einer Methananreicherung bis zu einem Wert knapp über 90% spricht HORNBACHNER et al. (2005) von angereichertem Zusatzgas. Wenn eine Biogasqualität erreicht wird, die der von Erdgas gleicht, dann spricht man von Austauschgas.

Auf Grund der unterschiedlichen Qualitätsstufen während des Aufbereitungsprozesses erhält das Biogas in der Literatur auch unterschiedliche Bezeichnungen. HOFMANN et al. (2005) bezeichnet Biogas nach der Biogaserzeugung und Grobreinigung als Rohbiogas und nach der Reinigung und Methananreicherung auf Erdgasqualität als Reinbiogas.

Zu den am häufigsten angewandten Aufbereitungssystemen zählen die Druckwasserwäsche und die Druckwechseladsorption (vgl. Kapitel C.7.4.1 und C.7.4.3). Diese Prozesse beinhalten sowohl Reinigungsschritte (Entschwefelung und Entfeuchtung) wie auch die Methananreicherung. In den folgenden Kapiteln werden diese Reinigungstechnologien getrennt voneinander dargestellt.

C.7.1 Entschwefelung

Eine Entschwefelung des Rohbiogases ist notwendig, weil der vorhandene Schwefel im Biogas korrosiv in Aggregaten und Rohrleitungen wirken kann. Nach der Verbrennung würden zusätzliche SO_2 -Emissionen bzw. bei unvollständiger Verbrennung H_2S -Emissionen frei gesetzt werden.

Laut der Richtlinie G31 der Österreichischen Vereinigung für das Gas- und Wasserfach (ÖVGW, 2001) ist der Schwefelwasserstoffgehalt auf 5 mgS/m^3 zu reduzieren. Der Gesamtschwefelanteil im Austauschgas darf auf Dauer 10 mgS/m^3 nicht überschreiten. Um eine geeignete Reinigungsmethode für die Entschwefelung auswählen zu können, muss die Schwefelkonzentration im Biogas gemessen werden, da diese in unterschiedlichen Biogasanlagen sehr starke Streuungen aufweisen kann.

C.7.1.1 Biologische Verfahren

Bei den biologischen Verfahren werden H_2S -zehrende Mikroorganismen, so genannte Thiobazillen, eingesetzt. Die Entschwefelung kann hier im Fermenter (interne Entschwefelung) sowie mit Tropfkörpern (externe biologische Entschwefelung) passieren. Das Verfahren ist jedoch auf Grund des hohen Lufteintrages für die Aufbereitung von Biogas zur Netzeinspeisung nicht geeignet (AHRENS, 2007). Dieser Lufteintrag ist jedoch notwendig, um den Mikroorganismen genügend Sauerstoff zuzuführen. Das Problem entsteht durch den hohen Stickstoffanteil in der Luft, der den Brennwert des Gases reduziert und eine Stickstoffreinigung nach sich ziehen würde, was zu einem unrentablen Mehraufwand führt. Um in Zukunft trotzdem auf diese einfachen und billigen Verfahren nicht verzichten zu müssen, laufen Versuche, bei denen reiner Sauerstoff statt Luft eingedüst wird. Die Reinigungsleistung dieser Verfahren reicht

jedoch zur Grobentschwefelung und der Verwertung in einem Gasmotor (BHKW) aus.

Die Entschwefelung nach H_2S -Absorption in wässrigem Medium in einem externen Biowäscher kann als einziges biologisches Verfahren auch bei einer nachfolgenden Netzeinspeisung angewendet werden, da hier keine Luft eingebracht wird. Der Biowäscher kann in zwei Kolonnen eingeteilt werden. Die Absorption des H_2S findet in der sog. Füllkörperkolonne statt. Diese wird vom Biogas im Gegenstrom durchströmt. Als Absorptionsmittel wird meist verdünnte Natronlauge verwendet, da dies im Gegensatz zu Wasser mehr H_2S absorbieren kann. In der zweiten Kolonne, dem Bioreaktor, wird durch Zuführen von Luft und mit Hilfe der Thiobazillen die Natronlauge durch die Umwandlung in Schwefel und Sulfat von H_2S befreit. Ein Teil des Waschmediums sollte kontinuierlich ausgeschleust und erneuert werden, um eine Aufkonzentrierung von Schwefel und Sulfat zu verhindern. Der Vorteil dieses Verfahrens liegt also darin, dass keine Luft und dadurch kein zusätzlicher Stickstoff in das Biogas eingebracht werden.

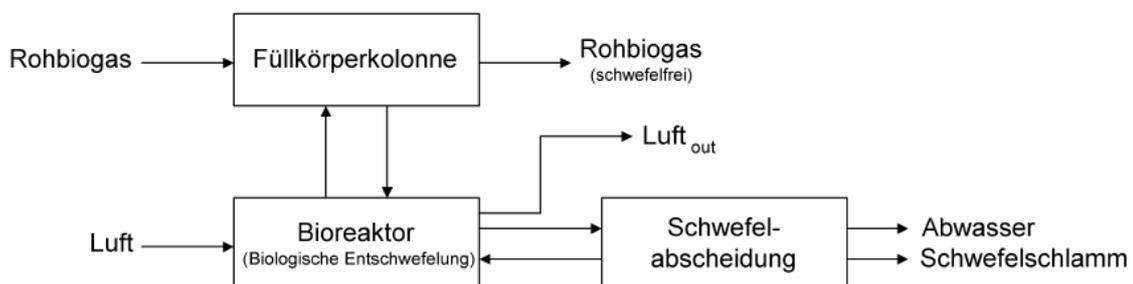


Abbildung 9: Verfahrensschema Biowäscher (HOFMANN et al., 2005)

C.7.1.2 Chemische Verfahren

Bei diesen Verfahren werden schwefelbindende Stoffe wie Eisensalze in den Vergärungsprozess eingebracht. Diese bewirken eine Fällung, Absorption oder Adsorption des Schwefels. Aus ökologischer Sicht sind alle diese Verfahren, die meist in sehr großen Anlagen, wie in der Erdgasindustrie zur Gasaufbereitung verwendet werden, abzulehnen, da ein Weiterverwenden des Gärrestes auf Grund der eingelagerten Fällmittel äußerst schwierig wird.

C.7.1.3 Adsorptive Verfahren – Eisenhaltige Masse und Zinkoxid

Der Einsatz von Eisenoxiden oder Eisenhydroxiden zur Entschwefelung von Biogas wird schon lange angewendet. Das H_2S bindet sich an diese Stoffe und es entstehen Eisensulfide. Eine Regeneration der eingesetzten Eisenmassen erfolgt durch das Zudosieren einer geringen Menge Luft. Um einen kontinuierlichen Betrieb sicherzustellen, befindet sich diese Reinigungsmasse in einem turmförmigen Behälter in dem von oben frisches Material zugeführt und am Boden des Behälters das verbrauchte Eisenoxid abgezogen wird. Die Führung des Biogases erfolgt im Gegenstrom von unten nach oben. Bei der Regeneration entsteht elementarer Schwefel, der mit dem abgenutzten Reinigungsmaterial entfernt wird. Der Vorteil dieser Anlage liegt in den guten Reinigungsleistungen bis auf Gehalte unter 1 ppm H_2S .

Als Verfahren zur Feinentschwefelung kann neben der Entschwefelung mittels Aktivkohle auch eine Entschwefelung mit Zinkoxid angeordnet werden. Hier bedient man sich des Zinkoxids als Adsorbens, welches in der Regel in Pelletsform vorliegt. Der große Vorteil dieser Methode sind die hohen Endreinheiten. Problematisch sind jedoch die hohe Prozesstemperatur von 200-400°C und die hohen Beschaffungskosten des Sorbens, welches einmal beladen, nicht mehr regeneriert werden kann.

C.7.1.4 Adsorptive Verfahren – Aktivkohle

Die angesprochene Feinstreinigung des Biogases erfolgt am besten mittels katalytischer Oxidation des an der Aktivkohleoberfläche adsorbierten Schwefelwasserstoffes. Um eine höhere Reaktionsgeschwindigkeit und dadurch eine Erhöhung der Beladungskapazität zu erreichen, wird die verwendete Aktivkohle meist imprägniert. Bei mit Kaliumcarbonat bzw. Kaliumjodid imprägnierter Aktivkohle ist eine Zufuhr von Luftsauerstoff und Wasser zur Schwefelwasserstoffentfernung notwendig, wodurch ein mit diesen Stoffen imprägniertes Sorbens für die Entschwefelung von luftreinem Biogas nicht verwendet werden kann (HOFMANN et al., 2005). Nur die mit Kaliumpermanganat imprägnierte Aktivkohle lässt eine Reinigung ohne Luftzufuhr zu. Die Herstellung von Kaliumpermanganat ist jedoch teuer und energieintensiv.

Gemeinsam sind diesen Methoden die sehr hohen Kosten für die Aktivkohle, die diese Verfahren nur zur Feinreinigung befähigen. Ein sinnvoller Einsatz beginnt erst bei

Schwefelkonzentrationen unter 200-400 mg/m³, da die Aktivkohle sonst zu schnell beladen wird und ein ständiger Austausch notwendig wäre. Eine Reinigung mittels Aktivkohle kann Schwefelkonzentrationen im Reingas von <1 ppm erzeugen.

C.7.2 Trocknung von Biogas

Der vorhandene Wasserdampf im Biogas trägt zur Korrosion in Aggregaten und Rohrleitungen bei. Durch Kondensierung können Instrumente sowie Aggregate beschädigt werden und auf Grund der Eigenschaften des Wassers besteht die Gefahr einer Vereisung der Rohrleitungen und Düsen. Deshalb wird die Trocknung des einzuleitenden Biogases durch die ÖVGW-Richtlinie G31 (ÖVGW, 2001) gefordert. Diese schreibt vor, dass der Wasserdampftaupunkt bei einem Gasdruck von 40 bar eine Temperatur von -8°C aufweist. Dadurch wird es notwendig, das wasserdampfgesättigte Rohbiogas auf einen Wasserdampfgehalt von 51,76 mg H₂O/m³ zu trocknen. Die meisten Technologien stammen aus der Erdgaswirtschaft. Eine Trocknung ist auch für den Biogaseinsatz in Blockheizkraftwerken sinnvoll, da man eine Verlängerung der Wartungsintervalle erreichen kann.

Auf Grund des zu erzielenden Taupunktes von -8°C werden in dieser Arbeit einige in der Literatur angeführte Trocknungsmethoden von vornherein ausgeschlossen, da diese zwar für ein späteres Verheizen in einem Blockheizkraftwerk ausreichend sind, aber für die Einspeisung von Biogas keine annehmbaren Resultate liefern.

C.7.2.1 Kondensationstrocknung

Die Kondensation des Wasserdampfes wird durch die Anordnung einer Kältemaschine herbeigeführt. Diese erzeugt genug Kälte, um aus dem Gasstrom Wasserdampf sowie andere kondensierbare Bestandteile als Kondensat auszuscheiden. Wird diese Methode mit drucklosem Biogas durchgeführt, kann ein Taupunkt von bis zu 5°C erreicht werden. Um eine Austauschgasfeuchte zu erreichen, kann man durch eine Kompression des Gases vor der Abkühlung den Taupunkt weiter nach unten setzen. Das Verfahren gilt als Stand der Technik und zählt in der Industrie zu den wirtschaftlichsten Technologien.

C.7.2.2 *Trocknung mit Kieselgel*

Diese Methode zählt zu den Verfahren der Adsorptionstrocknung. Wichtig bei diesem Verfahren ist eine Vorreinigung des Gases, um eine Verunreinigung durch Öl mit anschließender Bindung zu verhindern, da dies die Wasseraufnahmekapazität vermindern würde. In der Praxis wird meist Kieselgel oder Silicagel als hygroskopisch wirkendes Adsorbens verwendet. Das Gas durchströmt diesen Adsorber und das Wasser wird an das Silicagel gebunden. Dieses Verfahren wird meist ab einem Volumenstrom von 100 m³/h angewendet. Der Betrieb wird bei Umgebungsstruktur und einem Druck von 6-10 bar durchgeführt. Als Ergebnis erhält man einen Taupunkt von bis zu -60°C. Um einen kontinuierlichen Betrieb sicherzustellen, werden zwei Adsorber angeordnet, die abwechselnd beladen und regeneriert werden.

Die Regeneration kann auf zwei Arten erfolgen. Beim wärmer regenerierten Verfahren wird der beladene Adsorber mit trockenem Heißgas bei einer Temperatur von 120-150°C gespült. Auf Grund der hohen Temperatur wird das Wasser wieder desorbiert und mit dem Heißgas nach außen getragen. Die Wasserreste im Adsorber sind von der Temperatur des Heißgases abhängig. Dieses Verfahren wird wegen des hohen Energieaufwandes nur bei großen Mengen eingesetzt.

Bei der zweiten Methode wird der Adsorber durch Druckabsenkung/Evakuierung und einer Spülung mit einem entspannten Teilstrom des zuvor getrockneten Gases regeneriert. Das Gas fließt wie bei der ersten Methode im Gegenstrom. Dieses Verfahren ist nur bei kleinen Durchflussmengen wirtschaftlich, birgt aber einige Vorteile in sich. Neben dem niedrigeren Energieaufwand können niedrigere Taupunkte erzielt werden. Weitere Vorteile sind ein einfacherer Verfahrensablauf sowie eine längere Lebensdauer des Adsorbens auf Grund der niedrigeren Temperatur.

Gegenüber der Kondensationstrocknung sind hier vor allem die niedrigeren Taupunkte sowie die höhere Aufnahmekapazität als Vorteile zu nennen.

C.7.3 Entfernung von Silizium und Ammoniak

Siliziumorganika (Siloxane) sind organische Siliziumverbindungen und in Deponie- und Klärgasen anzutreffen. In landwirtschaftlichen Anlagen wäre eine Eintragung über den Biosphärenkreislauf denkbar. Eine Entfernung dieser Stoffe ist notwendig, da sie zu Problemen bei der motorischen Nutzung führen. Es kann bei entsprechend hohen Konzentrationen zu einer Verglasung der Zylinderköpfe kommen. Weiters wird den leicht flüchtigen Siloxanen eine östrogene Wirkung bzw. eine Unterdrückung von Androgenen nachgesagt. Die Entfernung passiert über eine Adsorption mittels Aktivkohle in einem Festbettadsorber. Das zu reinigende Biogas sollte vor dieser Stufe jedoch schon getrocknet sein, da sich die Aktivkohle sonst zu schnell mit Wasserdampf und höheren Kohlenwasserstoffen beladen würde. Vor dem Einbau einer solchen Reinigungsstufe sollte das Biogas auf jeden Fall bezüglich Siloxanen untersucht werden, da in den meisten Fällen diese Reinigungsstufe nicht notwendig sein wird.

Bei landwirtschaftlichen Biogasanlagen können erhöhte Ammoniakkonzentrationen auftreten, welche mittels nachgeschaltetem Wäscher (Ammoniakstripper) entfernt werden kann. HORNBACHNER et al. (2005) zitiert das Bayerische Landesamtes für Umweltschutz bei deren Messungen der Ammoniakgehalt vorwiegend unter 0,1 mg/m³ gelegen ist.

C.7.4 Methananreicherung (Kohlendioxidtrennung)

Die Methananreicherung ist ein wesentlicher Verfahrensschritt auf dem Weg zur Einspeisung von Biogas ins Erdgasnetz. Während bei herkömmlichen Biogasanlagen in der Regel auf eine Anreicherung verzichtet wird und die Blockheizkraftwerke mit einem durchschnittlichen Methangehalt zwischen 50 und 70% befeuert werden, ist bei der Einspeisung alleine auf Grund der ÖVGW G33 Richtlinie ein Grenzwert von 96% Methan vorgeschrieben. Eine Methananreicherung ist gleichzeitig auch eine CO₂-Entfernung. Der maximal zulässige Wert von <2% Mol-Anteilen CO₂ kommt daher, dass es in feuchten Gasen die Korrosion begünstigt und dadurch eine Beschädigung des Gasnetzes auftreten kann.

In diesem Kapitel wird vor allem auf die für die industrielle Gasreinigung schon eingesetzten Verfahren eingegangen. Alle Verfahren haben jedoch gemeinsam, dass sie weitaus komplizierter und teurer sind, als die Reinigungsstufen der Entschwefelung und Trocknung. Sie vereinen zudem die in den vorigen Kapiteln vorgestellten Reinigungsverfahren in komplexen Gasaufbereitungssystemen.

C.7.4.1 Druckwasserwäsche (DWW)

Die Druckwasserwäsche ist das in Europa am häufigsten verwendete Verfahren zur Methananreicherung bzw. CO₂-Abtrennung. In Schweden werden auf diese Weise 80-90% des aufbereiteten Biogases hergestellt.

Sie stellt keine besonderen Anforderungen an die Qualität des Rohbiogases. Eine Gastrocknung ist nicht erforderlich. Hinsichtlich des Schwefels kann der Grenzwert von 5 mg/m³ H₂S theoretisch auch noch bei 5000 mg/m³ H₂S im Rohbiogas erreicht werden. Bei zu hohem H₂S-Gehalt kann es in der Desorptionskolonne durch die Bildung von elementarem Schwefel zu Problemen kommen. In diesem Fall sollte eine Grobentschwefelung angeordnet werden, die den H₂S-Gehalt entsprechend vorreduziert. Das Verfahren beruht im Wesentlichen auf den unterschiedlichen Löslichkeiten von Gasen wie CO₂ und CH₄ in Flüssigkeiten. Neben CO₂ und H₂S können auch Bestandteile wie Ammoniak ausgewaschen werden.

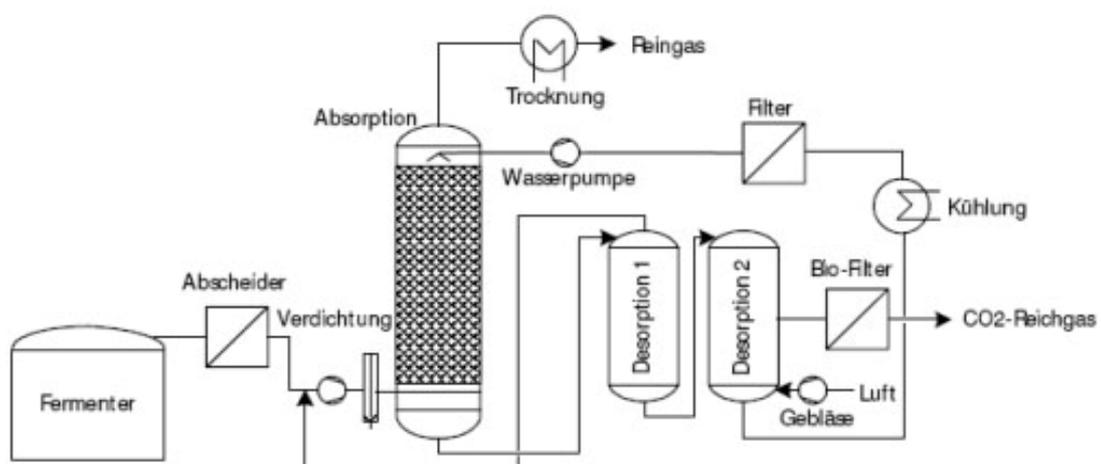


Abbildung 10: Systemüberblick Druckwasserwäsche (HEI, 2009)

Zur Vorreinigung wird das Rohgas zunächst über einen Kiesfilter geleitet, wodurch Schwebstoffe und Feuchtigkeitstropfen ausgeschieden werden. Diese Kiesschüttung dient gleichzeitig zur Sammlung des Kondenswassers nach einer zweistufigen Verdichtung (auf 6-12 bar) und Abkühlung des Gases. Die Verdichtung ist notwendig, da die Löslichkeit von CO_2 in Wasser mit zunehmendem Druck steigt. Dem Biogas wird nun im Absorber Schwefelwasserstoff und Kohlendioxid entzogen. Falls noch nicht in Filtern abgetrennt, werden auch Stäube und Mikroorganismen größtenteils entfernt. Das Gas durchströmt diese Absorptionskolonne von unten nach oben im Gegenstrom zum Wasser. Die Kolonne ist zur Erhöhung der Kontaktflächen mit einer unregelmäßigen Schüttung befüllt. Es lassen sich Methankonzentrationen bis zu 97% erreichen. Eine Prozessführung mit einer Wassertemperatur von 5 statt 25°C verdoppelt die Reinigungskapazität der Anlage. Nach dieser Wäsche muss das bei Betriebstemperatur wassergesättigte Reinbiogas getrocknet werden. Sollten die H_2S -Konzentrationen im Rohbiogas über $5000 \text{ mg/m}^3 \text{ H}_2\text{S}$ liegen, muss nach der Trocknung eine Feinentschwefelung z.B. mittels einer Aktivkohleschüttung erfolgen. Als Alternative kann auch eine biologische Entschwefelung vorgeschaltet werden.

Um größte Gasreinheiten zu erzielen, sollte stets frisches Wasser verwendet werden. Besteht jedoch keine Möglichkeit einer Einleitung oder steht kein billiges Wasser (z.B. geklärtes Abwasser) zur Verfügung, muss das Gebrauchswasser im Kreislauf geführt und nach jedem Waschgang regeneriert werden. Der Vorteil einer Prozessführung mit geklärtem Abwasser wäre, dass im Betrieb auf eine Regenerierung verzichtet werden kann, wobei hier Probleme durch Beläge in der Waschkolonne auftreten können, was wiederum zu einem hohen Betriebsaufwand führen kann.

Die Regenerierung passiert durch eine Druckabsenkung des Waschwassers. In der ersten Kolonne wird es auf ca. 3 bar entspannt, wobei vor allem das in geringen Mengen vorhandene Methan entweicht, das gesammelt und dem Rohgasstrom vor der zweiten Verdichterstufe wieder zugeführt werden kann. Die Methanverluste belaufen sich dadurch nur mehr auf 2%. Die Waschflüssigkeit gelangt nach diesem Schritt in die Desorptionskolonne, wo sie vollständig entspannt wird. Dieser zweite Rieselbettreaktor ist genau gleich aufgebaut wie die Absorptionskolonne. Es wird Luft im Gegenstrom von unten nach oben geführt, welche sich in einem Strippvorgang mit CO_2 und H_2S belädt. Am Kopf der Kolonne tritt das Abgas mit ca. 0,1% H_2S und 30%

CO₂ aus. Nach dieser Regenerierung kann das Waschwasser erneut in der Absorptionskolonne versprüht werden, wobei eine Zumischung von Frischwasser zur pH-Wert Regulierung nicht ausbleibt. Das Abgas aus der Desorptionskolonne sollte auf Grund des hohen H₂S-Gehaltes über einen Biofilter geleitet werden. Es ist auch möglich die Desorptionskolonne so auszuführen, dass CO₂ für eine Weiterverarbeitung in technischer Reinheit gewonnen werden kann.

Der Vorteil der DWW liegt in der großen Anpassungsfähigkeit des Verfahrens. Der Biogasdurchsatz kann über eine Drehzahlregelung der Kompressoren gesteuert werden. Auf unterschiedliche CO₂-Gehalte kann durch die Regelung von Druck und Temperatur reagiert werden. Ein weiterer Vorteil sind die hohen Erfahrungswerte durch die vielen schon seit langem in Betrieb stehenden Aufbereitungsanlagen in Europa. Der größte Nachteil ist der hohe Energieaufwand zur Umwälzung der großen Waschwassermengen. Außerdem entsteht auf Grund der hohen Löslichkeit von H₂S in Wasser das Problem, dass es oft nicht gelingt, das gesamte H₂S in der Desorptionskolonne auszutreiben. Folglich ist es unerlässlich, das Waschwasser nach einer gewissen Zeit vollständig auszutauschen.

C.7.4.2 Absorptive Aufbereitungsverfahren

Neben der DWW gibt es noch andere Arten der Gaswäsche, welche unter dem Begriff der absorptiven Aufbereitungsverfahren zusammengefasst werden können. Hier werden die Gasbestandteile durch Chemisorption (chemische Reaktion zwischen Bestandteilen des Waschmediums und des Gases) oder durch Physisorption (Bindung durch van der Waals'sche Kräfte an das Waschmedium) mittels Kontakt mit einer Waschflüssigkeit (z.B. Monoethanolamin in Wasser) entfernt. Je nach Anforderung an die Aufbereitung kann zwischen unterschiedlichen Waschflüssigkeiten gewählt werden (vgl. Tabelle 4). Es können sehr hohe Absorptionsraten erreicht werden, das Problem sind jedoch die sehr hohen Betriebskosten sowie der hohe Wartungsaufwand und der hohe Energieverbrauch zur Regenerierung der Lösungsmittel.

| Verfahren | Absorptiv | Absorbens | | Reaktionsprodukt |
|--|---|--|--|--|
| | | physikalisch wirkend | chemisch wirkend | |
| kalte Pottaschewäsche, Catacarb-Verfahren | CO ₂ | | K ₂ CO ₃ 10-12% in H ₂ O | KHCO ₃ |
| heiße Pottasche-Wäsche, Benfield | CO ₂ , H ₂ S | | K ₂ CO ₃ 15-30% in H ₂ O | KHCO ₃ , KHS |
| Kaltlaugewäsche | CO ₂ , H ₂ S | | NAOH 8%ige Lauge | NA ₂ CO ₃ , Na ₂ S |
| Heißlaugewäsche | COS | | NAOH 2-4%ige Lauge | NA ₂ CO, Na ₂ S |
| Ammoniak-Wasser-Wäsche | CO ₂ | | 5% NH ₃ in H ₂ O | (NH ₄) ₂ CO ₃ |
| Alkazid-Wäsche | CO ₂ , H ₂ S | | Alkazid M in H ₂ O | ((CH ₃) ₂ NH-CH ₂ -COOK) ₂ CO ₃ , ((CH ₃) ₂ NH-CH ₂ - COOK) ₂ S |
| Purisol-Wäsche Lurgi | H ₂ S, CO ₂ | N-Methylpyrolidon | | |
| Rektisol-Wäsche Linde, Lurgi | H ₂ S, CO ₂ , HCN, COS | Methanol | | |
| Selexol-Wäsche Allied Chem. Corp. | H ₂ S, CO ₂ , COS, CS ₂ | Polyethylenglykoldi- methylether | | |
| Sulfinol-Wäsche Shell | H ₂ S, CO ₂ , COS | Tetrahydrothiophendi- oxid / Diisopropanola- min | | |
| Amisol-Wäsche Lurgi | H ₂ S, CO ₂ , COS, Merkaptane | | Methanol-Amin- Gemisch | |
| MEA-Wäsche | CO ₂ | | Monoethanolamin 10-20% in H ₂ O | (HOC ₂ H ₄ NH ₃) ₂ CO ₃ |
| MDEA-Verfahren BASF | H ₂ S, CO ₂ | | Methyldiethanolamin MDEA 10-25% in H ₂ O | (HOC ₂ H ₄) ₂ NH ₃ S |
| Sepasolv-Verfahren BASF | CO ₂ | Methylisopropyl- ther/Polyethylenglykol | | |

Tabelle 4: Mögliche Absorptionsverfahren zur Entfernung von Kohlendioxid und Schwefelwasserstoff (HOFMANN et al., 2005)

C.7.4.3 Druckwechseladsorption (DWA)

Bei den DWA-Anlagen wird ein Trocken-Anreicherungsverfahren angewendet. Bei erhöhtem Druck findet eine unterschiedliche Adsorption von CO_2 und CH_4 an einem Kohlenstoffmolekularsieb statt. CO_2 bindet sich schneller und fester an den Feststoff als Methan. Anlagen solcher Bauart sind ebenfalls weit verbreitet und technisch ausgereift. Meist werden sie zur Aufbereitung bei kleiner und mittlerer Durchsatzleistung von unterschiedlichen Gasen verwendet.

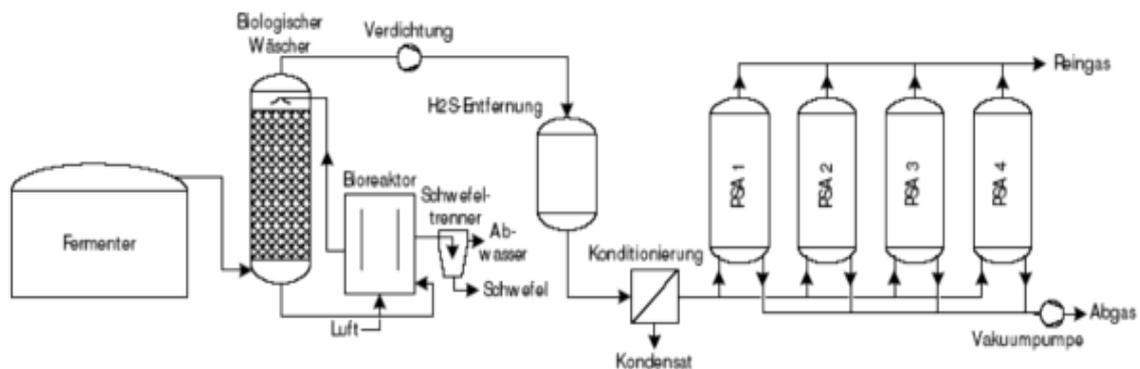


Abbildung 11: Systemüberblick Druckwechseladsorption (HEI, 2009)

Im Gegensatz zur DWW muss bei diesem Verfahren das Rohbiogas vor der Methan-anreicherung getrocknet und entschwefelt werden. Ohne eine vorzeitige Entfernung von H_2O , H_2S und anderer Gasbestandteile würden diese am Kohlenstoffmolekularsieb adsorbiert werden und die Trennleistung bis zum Erliegen beeinträchtigen. Um einen H_2S Gehalt von max. 5 mg/m^3 zu erreichen, wird eine Entschwefelungsanlage vorgeschaltet. Diese kann ab einer Kapazität von $200 \text{ m}^3/\text{h}$ als Biowäscher mit externer Regenerierung (vgl. Kapitel C.7.1.1) ausgeführt werden. Nach dieser Stufe besteht jedoch die Notwendigkeit einer Feinentschwefelung z.B. mit imprägnierter Aktivkohle. Bei Volumenströmen unter $200 \text{ m}^3/\text{h}$ sollte auf Grund des H_2S -Gehaltes entschieden werden, ob eine Grobentschwefelung überhaupt notwendig ist. Diese könnte dann als chemische Entschwefelung ausgeführt werden.

Das Biogas wird nach der Grobentschwefelung auf einen Betriebsdruck von 6-10 bar gebracht und mittels eines Kondensatabscheiders teilgetrocknet. Nach dieser Verdichtung wird die oben angesprochene Feinentschwefelung auf unter $5 \text{ mg/m}^3 \text{ H}_2\text{S}$ angeordnet. Nun erfolgt die vollständige Trocknung des Gases z.B. durch eine Kälte-

trocknung. Bevor das Gas in die Molekularsiebe strömen kann, werden etwaige Öltröpfchen oder andere Komponenten (höhere Kohlenwasserstoffe und Siloxane) durch einen weiteren Aktivkohlefilter beseitigt.

Übliche PSA-Anlagen bei Biogasaufbereitungsanlagen bestehen aus vier Adsorptionseinheiten. Das verdichtete Gas durchströmt eine Adsorptionseinheit von unten nach oben. Dabei wird das CO₂ an den Kohlenstoffmolekularsieben solange adsorbiert, bis diese fast gesättigt sind. Ist dieser Punkt erreicht, wird der Gasstrom durch eine frisch generierte Adsorptionseinheit geleitet, um die erste Einheit regenerieren zu können. Bei der Regenerierung wird der Adsorber auf einen mittleren Druck zwischen dem Adsorptionsdruck und dem Umgebungsdruck reduziert. In dieser Phase enthält das Abgas auch noch desorbiertes Methan, weshalb man dieses Gas zur Effizienzsteigerung in den nächsten regenerierten Adsorber einleitet. Das bei der weiteren Entspannung anfallende Abgas enthält hauptsächlich CO₂ und wird an die Umgebung abgegeben. Auch hier stellt sich die Möglichkeit der Nutzung des Kohlendioxids als Dünger in Gewächshäusern. Die Ausleitung des Produktgases erfolgt kontinuierlich in einem nahezu gleich bleibenden Volumenstrom. Es werden Methankonzentrationen bis 95% erreicht, wobei auch die restlichen Gasbestandteile äußerst konstant anfallen. Für eine Netzeinspeisung muss somit Flüssiggas zudosiert werden.

In Europa wird ein Viertel der vorhandenen Gasaufbereitungsanlagen mit dieser Technologie betrieben, wodurch ein großer Erfahrungsschatz zur Verfügung steht. Die Vorteile dieses Verfahrens bestehen darin, dass kein Abwasser anfällt und es auch für kleinere Anlagenkapazitäten geeignet ist. Der Stromverbrauch ist geringer als bei der DWW. Ein Nachteil entsteht jedoch durch die notwendige Entsorgung der Aktivkohle. Die Gasausbeute ist auf Grund der Methanverluste geringer als bei der DWW.

C.7.4.4 Membrantrennverfahren

Das Membrantrennverfahren ist eine relativ neue Gasaufbereitungstechnologie und wird erst in wenigen Fällen bei bestehenden Aufbereitungsanlagen verwendet.

Die Technologie der Gaspermeation mittels Membranen beruht auf den unterschiedlichen Diffusions- und Sorptionseigenschaften der Gase. Nach HOFMANN et al. (2005) kann eine Einteilung in Porenmembranen und Lösungs-Diffusionsmembranen erfolgen, wobei sich die Lösungs-Diffusionsmembranen in der Anwendung durchgesetzt haben. Sie beruhen auf der unterschiedlichen Löslichkeit und Diffusionsgeschwindigkeit von Gasen über der Membran. Wichtigster Faktor bei beiden Verfahren ist das Erzeugen eines Potentialunterschiedes vor und nach der Membran. Die CO_2 und H_2S Moleküle können eine speziell dafür ausgerichtete Membran schneller durchwandern als CH_4 Moleküle.

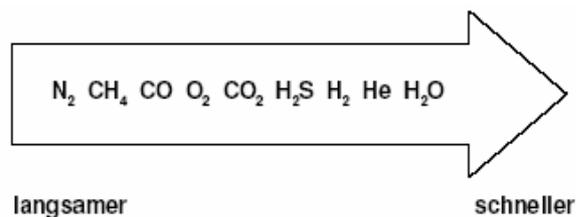


Abbildung 12: Permeabilitäten verschiedener Moleküle (HOFMANN et al., 2005)

Die erforderlichen Drücke liegen zwischen 25 und 40 bar. An der Hochdruckseite sammelt sich dadurch das methanreiche Gas an und kann abgesaugt werden, wobei der Vorteil entsteht, dass das schon unter Druck stehende Gas für die Einspeisung nicht mehr extra verdichtet werden muss. Ein großer Nachteil sind hier die hohen Methanverluste, da die CH_4 -Moleküle ebenfalls durch die Membrane austreten. Daher benötigt man eine Serienschaltung mehrerer Membrane, was wiederum höhere Betriebs- und Investitionskosten als bei anderen Anlagen erzeugt.

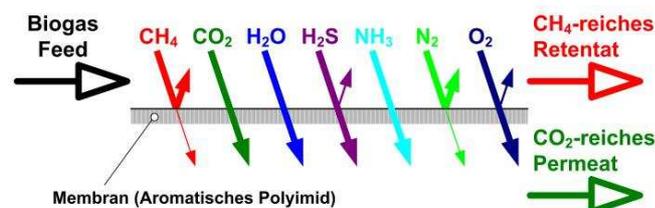


Abbildung 13: Prinzip der Biogasaufbereitung mittels Gaspermeation (TU WIEN, 2009)

Die Membranen werden entweder als Schlauchmembrane (Rohr, Hohlfaser oder Kapillare) oder als Flachmembrane (Platten-, Wickel- oder Kissenmodule) hergestellt.

Eine zweite Möglichkeit stellt die Niederdruck-Membranabsorption dar. Sie vereint das Prinzip der Membran- und der Absorptionstechnologie. Dabei wird ein spezielles Absorbens durch hydrophobe Membrane geleitet. Die vorbeiströmenden Gasmoleküle des Biogases werden dann an der Membranaußenfläche aufgenommen. Die Vorteile dieses Verfahrens liegen in den äußerst geringen Energiekosten und dem geringen Methanverlust. Problematisch wären jedoch die hohen Investitionskosten. Zurzeit sind nur wenige Pilotanlagen in Betrieb.

C.7.4.5 Kryogene Trennung

Die kryogene Gasaufbereitung kann in zwei unterschiedlichen Verfahren zur CO₂ Abtrennung angewendet werden. Bei einem Verfahren wird flüssiges CO₂ erzeugt, beim anderen das CO₂ ausgefroren. Bei beiden Möglichkeiten wird der Umstand genutzt, dass die einzelnen Komponenten des Biogases unterschiedliche Kondensatontemperaturen haben.

Der Vorteil dieser Methode besteht darin, dass Methan und Kohlendioxid mit einem äußerst hohen Reinheitsgrad erzeugt werden. Zusätzlich fällt das CH₄ zur Hälfte auch in flüssiger Form an, wodurch die Möglichkeit entsteht, es direkt in Tanks zu speichern. Dies wäre für Anlagen von Vorteil, die keine direkte Möglichkeit der Einspeisung besitzen. Diese Anlagen sind jedoch technisch äußerst anspruchsvoll und für die Anwendung mit Biogas noch nicht praxiserprobt. Problematisch sind auch die hohen Investitionskosten und der hohe Energieaufwand, da das Gas zur Aufbereitung auf 65-80 bar verdichtet werden muss. Zusätzlich müsste man noch überlegen, wie man das zusätzlich in hoher Reinheit anfallende CO₂ vermarkten kann.

C.7.4.6 Flüssiggasdosierung

Bei vielen Anlagen ist nach dem Austritt des Reinbiogases noch eine zusätzliche Methananreicherung durch eine Flüssiggasdosierung notwendig. Diese besteht aus einer Verdampfungsanlage und dem zugehörigen Speicherbehälter für das Flüssiggas. Als Flüssiggas wird meist Propan verwendet. Die Flüssiggasdosierung kann bei

kleinen Anlagen bis 50 m³/h durch Eigenverdampfung durchgeführt werden. Der Vorteil dieser Beimengung besteht darin, dass die Aufbereitungstechnik weniger aufwendig ausgeführt werden muss und trotzdem ein hoher Preis beim Verkauf erzielt werden kann.

C.7.4.7 BABIU – Verfahren (Bottom Ash for Biogas Upgrading)

Das BABIU-Verfahren ist ein kürzlich entwickeltes Verfahren zur Aufbereitung von Biogas bei dem Schlacke aus Müllverbrennungsanlagen (MVA) als „Reinigungsmittel“ zum Einsatz kommt.

Das Verfahren beruht auf der Nutzung der Alkalität von MVA-Schlacke, um eine Fixierung von sauren Gasen wie CO₂ und H₂S herbeizuführen. Durch den thermischen Prozess werden thermodynamisch nicht stabile Mineralphasen gebildet, welche bei Kontakt mit Wasser und/oder CO₂ reagieren und das CO₂ fixieren. Dieser Reaktionsprozess lässt sich in 2 Schritten darstellen:

- Hydratisierung: $\text{CaO} + \text{H}_2\text{O} = \text{Ca(OH)}_2$
- Karbonatisierung: $\text{Ca(OH)}_2 + \text{CO}_2 = \text{CaCO}_3 + \text{H}_2\text{O}$

Durch die Aufnahme von CO₂ entstehen Karbonate wie Kalzit, Aragonit, Ankerit und mikrokristallines CaCO₃. Diese beiden Prozesse werden von MOSTBAUER et al. (2008) als Alterungsprozesse von MVA-Schlacke bezeichnet. Zusätzlich zur Fixierung von CO₂ wird auch die Auslaugbarkeit von Zink, Blei, Kupfer und Aluminium aus der Schlacke vermindert, was sich positiv auf eine eventuelle Nutzung der Schlacke als Baustoff auswirkt. Während der Hydratisierung entsteht durch die Reaktion von metallischem Aluminium im alkalischen Milieu Wasserstoff-Gas. Dies führt zu einer Erhöhung der Menge an brennbarem Gas, kann aber zu Schwierigkeiten bei der Netzeinspeisung auf Grund des Grenzwertes für H₂ von < 4 Vol % führen. Daher wird die Verwendung von hydratisierter (zwischenlagerter) Schlacke empfohlen.

Nachdem das BABIU-Verfahren erst vor kurzem entwickelt wurde, gibt es noch keine Erfahrungen aus der Praxis. MOSTBAUER (2008) schlägt für den großtechnischen Betrieb folgende Verfahrensschritte vor:

- Entnahme von MVA-Schlacke direkt aus dem Schlackebad von MVA-Anlagen
- Siebung auf <2-10 cm (eventuelle Entfernung von Eisen- und Nichteisenmetallen)
- Alterung der aufbereiteten Schlacke in Mieten bei geringem CO₂-Zutritt über die Dauer von > 2 Tagen – besser 2-4 Wochen
- Beschickung eines Reaktors, Spülen mit Inertgas (N₂)
- Herstellen eines geringen Überdrucks im Reaktor
- Anströmen der MVA-Schlacke von unten – Abzug des feuchten Reingases am oberen Reaktorende
- Trocknung und Verdichtung für die Netzeinspeisung

Die Temperatur im Reaktor beträgt ca. 50-75°C. Die Behandlungsdauer sollte nach MOSTBAUER (2008) ca. 18-45 Stunden betragen. Nach der Ausschöpfung des CO₂-Aufnahmevermögens der MVA-Schlacke wird der Reaktor geleert. Bei einem Betonbunker zum Beispiel mittels Radlader oder Greiferkranbrücke. Das notwendige Volumen der MVA-Schlacke errechnet sich über den Biogasdurchfluss und die Porosität der Schlacke. Methanverluste entstehen vor allem in der Startphase des Prozesses bis der erforderliche CH₄-Gehalt erreicht wird. Um einen kontinuierlichen Aufbereitungsprozess zu gewährleisten ist die Errichtung von zumindest zwei, bzw. um auch Reparaturen beim laufenden Betrieb durchführen zu können, drei Reaktoren notwendig.

Bei den im Pilotmaßstab durchgeführten Laborversuchen wurde der für die Netzeinspeisung erforderliche CH₄-Gehalt, mit Ausnahme der Startphase, über den gesamten Behandlungszeitraum erreicht. Abbildung 14 zeigt den Versuchsaufbau im Labormaßstab. Der Vorteil gegenüber den oben beschriebenen Verfahren liegt darin, dass auch bei hohen H₂S-Gehalten im Rohgas keine Entschwefelung vor der Aufbereitung notwendig ist. Durch die Befeuchtung kann die Hydratation der Schlacke beschleunigt werden, wobei hierfür auch bei Befeuchtung ein Zeitraum von 3-4 Wochen erforderlich ist (MOSTBAUER et al., 2008)

Gleichzeitig mit der Aufbereitung des Biogases findet im BABIU-Verfahren die Behandlung bzw. Inertisierung von MVA-Schlacke statt. Durch die Absenkung des pH-

Wertes wurde die Auslaugbarkeit einiger Metalle, wie oben beschrieben, verringert (MOSTBAUER, 2008).

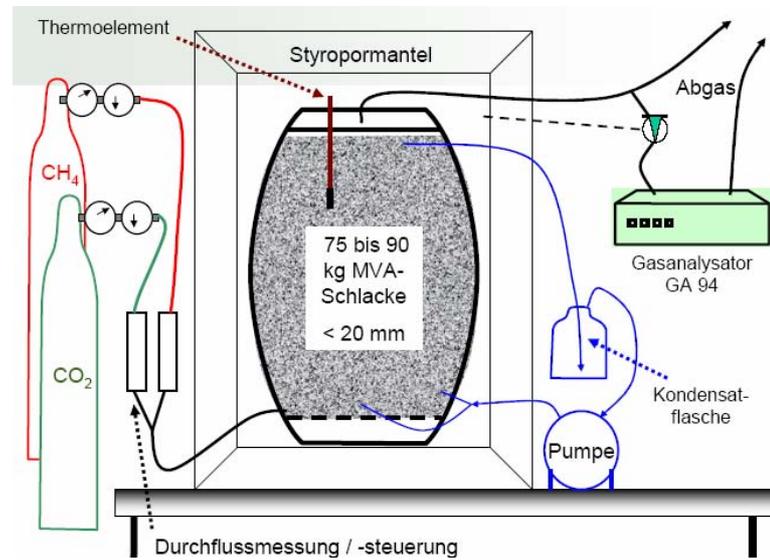


Abbildung 14: Versuchsaufbau BABIU (MOSTBAUER et al., 2008)

C.8 Anlagentechnik für die Einspeisung von aufbereitetem Biogas in das Erdgasnetz

Die Anlagenkonstruktion zur Einspeisung in das Erdgasnetz ist vor allem vom österreichischen Gasnetz und dessen Anforderungen abhängig. Die Anschlussleitung verbindet die Aufbereitungsanlage mit dem Erdgasnetz. Entlang dieser Leitung sind zu erst eine Verdichtungsstation und danach diverser Mess- und Regeleinrichtungen angeordnet.

C.8.1 Gasnetz

Das Erdgasnetz in Österreich wird in drei Netzebenen unterteilt. Zur Netzebene 1 zählen die Fernleitungen mit einem Betriebsdruck von bis zu 70 bar und Rohrlitungsdurchmessern von 800-1050 mm. Netzebene 2 wird auch Verteilernetz bezeichnet. Es herrscht ein Druckniveau zwischen 6 und 70 bar. Nach THEISSING (2006) gibt es in dieser Netzebene mit Ausnahme einiger Großabnehmer keine direkten Abnehmer. Die Versorgung der meisten Abnehmer geschieht in Netzebene 3 (<6 bar) mit den nachgeschalteten Niederdrucknetzen. Der Betriebsdruck in allen Netzebenen kann nicht als konstant angenommen werden, da dieser direkt proportional zum Gasverbrauch ist.

In allen Netzebenen entstehen Druckverluste, die durch Reibung an den Rohrwänden und durch Strömungsverluste entstehen.

Die eingesetzte Technologie der Einspeisung muss in der Lage sein, variable Betriebsdrücke bereitstellen zu können. Eine Alternative wäre die Verdichtung auf den maximal auftretenden Druck im Netz mit anschließender Drosselung.

Der momentane Gasverbrauch aus dem Netz ist starken Schwankungen unterworfen. Neben dem Einfluss der Jahreszeit ist auch eine Morgen- und Abendspitze zu beobachten. Über Messungen des Gasverbrauchs unterschiedlicher Einzugsgebiete wird versucht Normlastprofile zu erstellen, um den zukünftigen Gasverbrauch besser abschätzen zu können. In THEISSING (2006) werden die Abweichungen zwischen dem Normlastprofil und dem tatsächlichen Verbrauch je nach Jahreszeit mit bis zu 50% angegeben.

THEISSING (2006) empfiehlt auf Grund der vorliegenden Eigenschaften des Gasnetzes eine Einspeisung in Netzebene 3 bzw. Netzebene 2. Als optimaler Einspeisepunkt wird die Anspeiseleitung von Netzebene 2 zur Netzebene 3 ausgewiesen.

C.8.2 Anschlussleitungen

Die Gasrohrleitungen sind aus Kunststoff oder Stahl zu errichten. Je nach Betriebsdruck müssen die Vorschriften aus den Richtlinien der Österreichischen Vereinigung für das Gas- und Wasserfach (ÖVGW) für die Errichtung und Prüfung der Gasleitungen eingehalten werden, um ein hohes Maß an Sicherheit zu gewährleisten.

C.8.3 Verdichter- und Druckregelanlagen

Je nach Netzebene und Aufbereitungsverfahren sind unterschiedliche Verdichtungsanlagen anzuordnen. Bei der Einspeisung in Netzebene 3 muss nur nach dem BABIU-Verfahren eine Verdichtung angeordnet werden. Bei den anderen Aufbereitungsverfahren reicht das Druckniveau aus bzw. ist eine Druckregelanlage anzuordnen. Bei Einspeisung in Netzebene 2 ist die Anordnung von Verdichtern (Hubkolbenverdichter, Drehkolbenverdichter, Turboverdichter) notwendig, um den notwendigen Druck von 70 bar zu erreichen. Ein positiver Nebeneffekt der Verdichtung ist das Anfallen von Kondensat, was eine Gastrocknung parallel zur Verdichtung möglich macht (HOFMANN et al., 2005).

Im ÖVGW Regelwerk sind auch Vorschriften für die Errichtung, Prüfung und den Betrieb von Druckregelanlagen enthalten. Die Vorschriften sind für unterschiedliche Durchflussvolumen und Druckniveaus ausgelegt. Die Anlagen bestehen laut THEISSING (2006) aus fünf Hauptkomponenten:

- Absperrarmaturen: Klappen, Kugelhähne
- Gasleitungsstücke: nach den ÖVGW Richtlinien
- Gasfilter: Abtrennung von festen und flüssigen Bestandteilen

- Gasdruckregler: bestehend aus Sicherheitsabblasventil (Überdruckschutz), Druckregler, Sicherheitsabsperrentil gewährleisten, dass kein Erdgas in die Biogasanlage strömen kann
- Gasmesseinrichtungen:
Volumenstrom mittels Drehkolben- oder Turbinenradgaszähler Ermittlung der brenntechnischen Daten (Brennwert, relative Dichte und Wobbe-Index)
Messung der Gasmenge und der Betriebsbedingungen (Temperatur und Druck) zur Berechnung des Energiegehaltes bezüglich der Normbedingungen (0°C und 1013,25 mbar) mittels Mengenumwerter

Vor der endgültigen Einspeisung muss das aufbereitete Biogas auf Grund seiner Geruchlosigkeit noch odoriert werden, um den erdgastypischen Geruch zu erreichen. Durch diese Odorierung kann ein Austreten aus Leitungen oder Anschlüssen schon durch Riechen festgestellt werden.

C.9 Energieumwandlung von Biogas

Die Energieumwandlung von Biogas nach der Aufbereitung auf Erdgasqualität kann auf unterschiedliche Weise erfolgen.

Es besteht die Möglichkeit ein regionales Verteilernetz (Insellösung) aufzubauen, um kleine Ortschaften oder Firmenstandorte ohne die Einspeisung in das überregionale Erdgasnetz zu versorgen. Bei der Verfügbarkeit eines Großabnehmers in der Nähe der Biogasanlage kann eine Versorgung mittels direkter Pipeline erfolgen. Die Vorteile dieser Option wären, dass die Ansprüche gegenüber dem erforderlichen CH₄- und N₂-Gehalt des aufbereiteten Biogas geringer wären.

Bei Einspeisung in die Netzebene 2 oder 3 des Erdgasnetzes können alle daran angeschlossenen Verbraucher versorgt werden, seien es Großabnehmer (Kraftwerke, Industrie) oder Haushalte bzw. haushaltsähnliche Betriebe. Vor allem Gaskraftwerke können, neben der reinen Verstromung, durch eine Energieumwandlung nach dem Prinzip der Kraft-Wärme-Kopplung (KWK) sehr hohe Gesamtwirkungsgrade erreichen. Beim KWK-Prozess wird die Brennstoffenergie in Strom und Wärme umge-

wandelt. Die Positionierung dieser Anlagen kann so gewählt werden, dass die anfallende Wärme in ein Fernwärmenetz eingespeist oder ein nah gelegener Betrieb damit versorgt werden kann.

In den folgenden Kapiteln werden einige Gaskraftwerkstypen und –funktionsweisen nach KONSTANTIN (2007) aufgelistet.

C.9.1 Kraftwerkstypen zur Erzeugung elektrischer Energie

Gasturbinenkraftwerk:

Beim Gasturbinen-Prozess wird Luft von einem Verdichter angesaugt und in die Brennkammer geleitet. Die verdichtete Luft wird dort durch die Zugabe von Gas verbrannt. Die nun 1000-1200°C heiße und verdichtete Luft strömt anschließend in die eigentliche Turbine, wo ihre Druck- und thermische Energie in mechanische Energie und danach in einem Generator in elektrische Energie umgewandelt wird. Moderne Gasturbinenanlagen erreichen elektrische Wirkungsgrade zwischen 35 und 42%.

Gas- und Dampfturbinenkraftwerk:

Bei diesem Verfahren wird zusätzlich zum oben beschriebenen Prozess auch noch aus den heißen Abgasen der Turbine in einem so genannten Abhitzeessel Hochdruckdampf erzeugt, der in einer nachgeschalteten Dampfturbine ebenfalls Strom erzeugt. Bei diesem Prozess können elektrische Wirkungsgrade bis zu 56% erreicht werden.

C.9.2 Kraftwerkstypen zur Kraft-Wärme-Kopplung

Verbrennungsmotor-Blockheizkraftwerke:

Zur direkten Energieumwandlung aus gereinigtem Rohbiogas kommen fast ausschließlich Blockheizkraftwerke (BHKW) zum Einsatz. Der Generator wird durch einen Verbrennungsmotor angetrieben, dessen heiße Abgase zur Nutzwärmeerzeugung dienen. Für die Verbrennung von Gas kommen dabei Gas-Diesel-Motoren zum Einsatz. Es können Gesamtwirkungsgrade von bis zu 95% erreicht werden.

Gasturbinen-Heizkraftwerke:

Die Funktionsweise ist ähnlich dem Gasturbinenkraftwerk (vgl. Kapitel C.9.1), wobei in diesem Fall in einem Abhitzekegel Nutzwärme meist in Form von Niederdruckdruck erzeugt wird. Diese Kraftwerke werden meist zur Strom- und Wärmeversorgung von Industriebetrieben eingesetzt.

Dampfturbinen-Heizkraftwerke:

Wie schon der Name sagt wird die Turbine dieses Kraftwerktyps nicht mit verdichtetem Gas sondern mit vorher erzeugtem Dampf betrieben. Dampfturbinen-Heizkraftwerke kommen meist bei der Versorgung von Fernwärmenetzen in Kommunen und großen Industriebetrieben, also für den höheren Leistungsbereich, zum Einsatz. Die Gesamtwirkungsgrade dieser Anlagen liegen um die 90%.

Gas- und Dampfturbinen-Heizkraftwerke:

Der Aufbau ähnelt dem Gas- und Dampfturbinenkraftwerk mit dem Unterschied, dass aus der Dampfturbine Dampf für Heizzwecke oder für Industrieprozesse ausgekoppelt wird. Dieser Kraftwerkstyp kommt ebenfalls für den hohen Leistungsbereich zum Einsatz. Der Gesamtwirkungsgrad liegt bei ca. 85%.

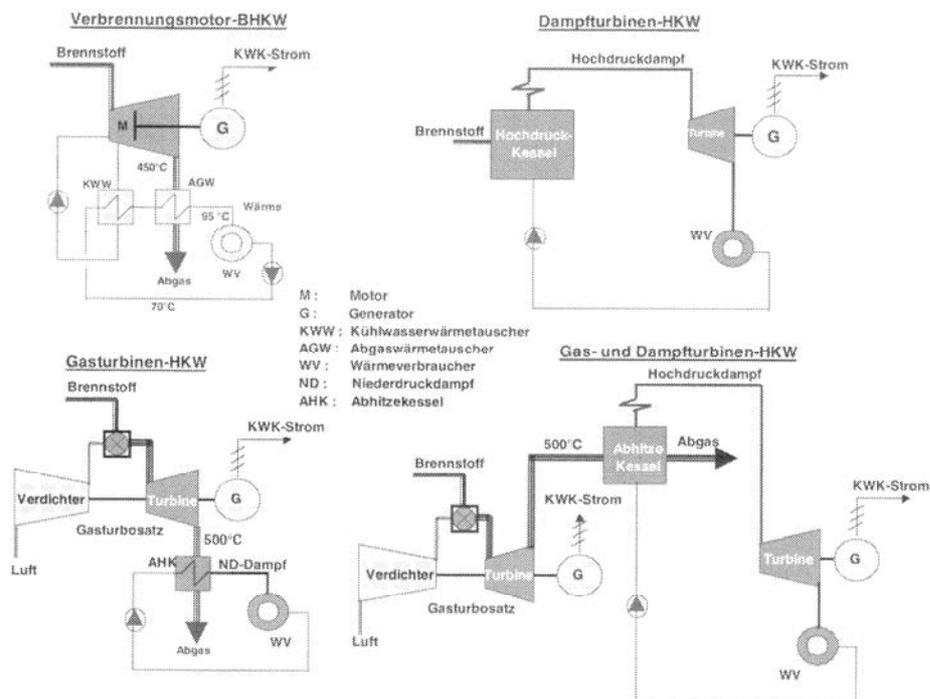


Abbildung 15: Bauarten von KWK-Anlagen (KONSTANTIN, 2007)

D Klimabilanz für ausgewählte Szenarien der Herstellung, Aufbereitung und Energieumwandlung von Biogas

Im zweiten Teil der Diplomarbeit wird die Klimabilanz unterschiedlicher Verfahrenskombinationen untersucht. Es werden dabei die klimarelevanten Emissionen aus folgenden Prozessstufen von der Herstellung bis zur Energieumwandlung von Biogas berechnet:

- Substratherstellung und Substrattransport zur Biogasanlage
- Biogasherstellung
- Biogasaufbereitung
- Netzeinspeisung und Transport des aufbereiteten Biogases
- Energieumwandlung

D.1 Methodik der Bilanzierung

Zur Bilanzierung der klimarelevanten Emissionen wird die Methodik der Ökobilanzierung (DIN ISO EN 14040, 2006) verwendet.

Eine Ökobilanz soll die Auswirkungen eines Produktes auf die Umwelt und auf die menschliche Gesundheit so umfassend wie möglich darstellen. Die dafür nötigen Inputs und Outputs werden entlang des gesamten Lebenswegs eines bestimmten Produktes von der Rohstoffgewinnung bis zur Entsorgung analysiert. Deshalb bezeichnet man die Ökobilanz auch als Lebenszyklusanalyse.

Durch den systematischen Überblick können mögliche Umweltbelastungen zwischen den Abschnitten oder den einzelnen Prozessen erkannt werden. Darauf aufbauend können entsprechende Verbesserungsmaßnahmen entwickelt werden.

Der Aufbau einer Ökobilanz nach DIN ISO EN 14040 wird in Abbildung 16 dargestellt.

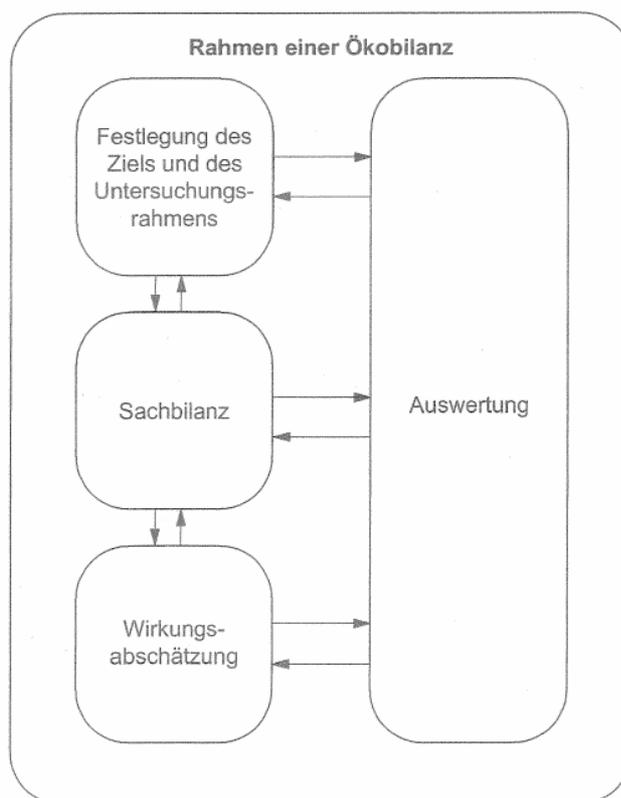


Abbildung 16: Aufbau einer Ökobilanz nach ISO 14040

Der erste Schritt einer Ökobilanz besteht darin, die Ziele der Studie festzulegen (vgl. Kapitel B).

Danach erfolgt die Festlegung des Untersuchungsrahmens, der das zu untersuchende Produktsystem abbildet und entsprechend der Zielsetzung die Systemgrenzen definiert. Die Wahl einer funktionellen Einheit dient dazu, die Vergleichbarkeit der Ökobilanzergebnisse zu gewährleisten. Sie bildet eine Bezugebene für die Input- und Outputflüsse.

Die Quantifizierung der relevanten Input- und Outputflüsse des durch die Systemgrenzen definierten Systems, erfolgt durch Datenerhebungen und Berechnungsverfahren die in einer Sachbilanz dargestellt werden. Die Erstellung der Sachbilanz erfolgt iterativ, da im Laufe des Untersuchungsfortschrittes oft neue Datenanforderungen und Einschränkungen auftreten können, um eine Erfüllung des gesetzten Studienzieles zu gewährleisten. Die Datenerhebung beinhaltet die Energie-, Rohstoff-, Betriebsstoff-, und andere physikalische Inputs sowie die aus den Prozessen entstehenden Erzeugnisse, Abfälle und Emissionen. Um Ergebnisse für alle Teilprozesse

und für die festgelegte funktionelle Einheit zu erhalten sind Berechnungsverfahren einschließlich der Datenvalidierung, des Bezugs der Daten auf die Teilprozesse und des Bezugs der Daten auf den Referenzfluss der funktionellen Einheit notwendig. Einen oft notwendigen Schritt zur Erstellung der Sachbilanz stellt die Allokation dar. Wenn ein Betriebsablauf zwei oder mehr Outputs hervorbringt, so ist das Sachbilanzergebnis des Produktionssystems den Outputs entsprechend ihres Anteils zuzuordnen - zu allozieren.

Die Wirkungsabschätzung enthält die Auswahl von Wirkungskategorien und Wirkungsindikatoren, welche sich aus der Zielsetzung ableitet. Da in der vorliegenden Arbeit die Klimarelevanz betrachtet werden soll, wird nur die Wirkungskategorie Treibhauseffekt ausgewählt. Um eine quantifizierbare Darstellung dieser Wirkungskategorie zu erhalten, wird ihr der Wirkungsindikator Kilogramm Kohlendioxidäquivalente (kg CO_2 äqu) zugeordnet (vgl. Kapitel D.2.3).

In der Auswertungsphase werden die Sachbilanz- und Wirkungsabschätzungsergebnisse gemeinsam betrachtet. Die Ergebnisse der Auswertung sollen den Ansprüchen der festgesetzten Ziele gerecht werden. Aus ihnen werden Schlussfolgerungen, Erläuterungen und Empfehlungen abgeleitet. Die Auswertung soll eine leicht verständliche und schlüssige Darstellung der Ökobilanzergebnisse liefern.

D.2 Untersuchungsrahmen

D.2.1 Systemgrenzen

Die Systemgrenzen für die in Kapitel D.4 beschriebenen Szenarien werden in Abbildung 17 dargestellt.

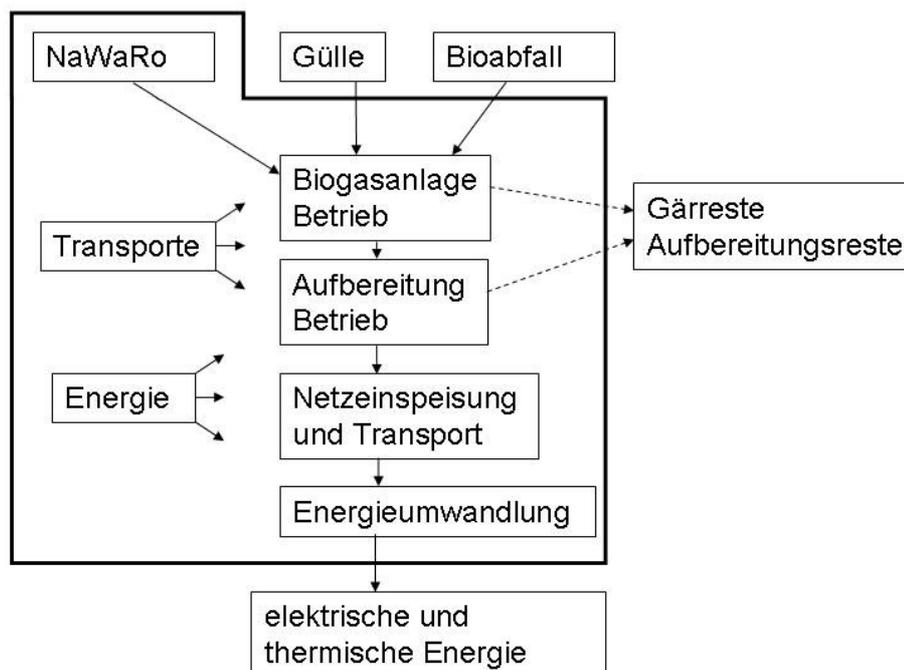


Abbildung 17: Darstellung der Systemgrenzen

Innerhalb der Systemgrenzen liegen die notwendigen Prozesse zur Erstellung der Klimabilanz der Erzeugung von Biogas für die Einspeisung in das Erdgasnetz und anschließende Energieumwandlung. Diesen Prozessen werden die entsprechenden organischen Ausgangsmaterialien sowie Energie (elektrisch, thermisch) zugeführt.

Die klimarelevanten Emissionen, die durch die Errichtung der Infrastruktur entstehen, werden vereinfachend nicht in die Berechnung miteinbezogen, dies gilt auch für die Berechnung des Referenzszenarios. Die Berechnung dieser Emissionen müsste für eine bestimmte Abschreibungsdauer und für eine spezielle Anlage erfolgen, was im Rahmen dieser Arbeit einen nicht zu bewerkstellenden Aufwand darstellt. Literaturwerte geben für landwirtschaftliche Biogasanlagen je nach Anlagengröße einen

Anteil von 1-4% der Gesamtemissionen an (VOGEL & RAHMESOHLE, 2008). Für Bioabfallanlagen wurde in der Literatur noch keine Berechnung gefunden.

Die Wirkungsabschätzung bezieht sich somit nur auf den Betrieb der Anlagen.

Die gestrichelte Linie zwischen dem Betrieb der Aufbereitung und der Biogasanlage (vgl. Abbildung 17) soll veranschaulichen, dass die Emissionen aus der Gärrestverwertung nicht Teil der berechneten Klimabilanz sind. Dies begründet sich darauf, dass eine qualitative Datengrundlage für die klimarelevanten Emissionen der Ausbringung des Gärguts als Flüssigdünger erst geschaffen werden muss und die Bilanzierung einer nachgeschalteten Kompostierung und anschließenden Ausbringung als Humus den Rahmen dieser Diplomarbeit sprengen würde.

Die berechneten Outputs des betrachteten Systems setzen sich aus elektrischer und thermischer Energie aus der Energieumwandlung in einer Kraft-Wärme-Kopplungs-Anlagen (KWK) und den klimarelevanten Emissionen zusammen.

Zusätzlich zu den Biogas-Szenarien wird noch ein Referenzszenario bilanziert. Es beschreibt die klimarelevanten Emissionen aus der Herstellung, dem Transport und der Energieumwandlung von Erdgas. Im Gegensatz zu Biogas geht das bei der Energieumwandlung anfallende CO₂ auf Grund seiner fossilen Herkunft in die Klimabilanz mit ein.

D.2.2 Funktionelle Einheit

Als funktionelle Einheit werden 100 Nm³ Reingas aus der Aufbereitung angesetzt (vgl. Stoffflussdiagramme im Anhang). Das bedeutet, dass sämtliche Input- und Outputflüsse der vor- und nachgelagerten Teilprozesse des Gesamtsystems auf diese Einheit bezogen werden. Der Begriff Reingas bezieht sich auf Biogas, das auf Erdgasqualität aufbereitet wurde (vgl. Kapitel C.7).

In der Literatur erfolgt der Szenarienvergleich meist über die erzeugte elektrische Energie. Auf Grund des je nach Energieumwandlungsanlage unterschiedlichen elekt-

rischen und thermischen Wirkungsgrades ist eine Vergleichbarkeit von Literaturwerten kaum möglich.

D.2.3 Wirkungskategorie

Wie schon in Kapitel D.1 erwähnt, wird in der vorliegenden Bilanz nur der Treibhauseffekt ermittelt. Neben CO₂ aus fossilen Energieträgern treten vor allem CH₄ und N₂O als relevante Emissionen auf. Sonstige klimarelevante Emissionen wie FCKWs werden in den folgenden Berechnungen unter dem Begriff Rest zusammengefasst und die Ergebnisse in kg CO₂-Äquivalente ausgegeben. Da die unterschiedlichen klimarelevanten Stoffe sich auch unterschiedlich auf den Treibhauseffekt auswirken, bedarf es einer Vergleichseinheit, dem Wirkungsindikator. Dieser bezieht sich auf die Auswirkung von CO₂ auf den Treibhauseffekt, wodurch die Umrechnungsfaktoren als CO₂-Äquivalente bezeichnet werden. Die Faktoren werden vom Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) vorgegeben und sind in FORSTER et al. (2007) dokumentiert.

Durch den in Kapitel A beschriebenen geschlossenen Kohlenstoffkreislauf bei der Verbrennung von Biogas werden die dadurch entstehenden CO₂-Emissionen bei der Berechnung der CO₂-Äquivalente nicht berücksichtigt.

Die in Tabelle 5 dargestellten Emissionsfaktoren beziehen sich auf einen Auswirkungszeitraum von 100 Jahren.

| | | Faktor in kg CO ₂ -Äqu./kg Schadstoff |
|--------------|------------------|--|
| Kohlendioxid | CO ₂ | 1 |
| Methan | CH ₄ | 25 |
| Lachgas | N ₂ O | 298 |

Tabelle 5: Beispiele für Umrechnungsfaktoren nach IPCC

D.3 Beschreibung der verwendeten Berechnungssoftware

Neben der Verwendung von Microsoft Excel[®] zur Umrechnung auf eine gemeinsame Einheit, wurde die Bilanzierungssoftware GaBi 4 verwendet.

Die Software GaBi 4[®] ist ein Programm zur Berechnung von Ökobilanzen (Lebenszyklusbilanzen). Das Programm wurde vom Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde der Universität Stuttgart gemeinsam mit der PE Europe GmbH entwickelt (GABI, 2003). Der Abkürzung GaBi bedeutet Ganzheitliche Bilanzierung. Der Vorteil gegenüber anderen Ökobilanzierungsprogrammen liegt darin, dass auch ökonomische Aspekte mit in die Bewertung einfließen können.

Für die Fragestellungen dieser Arbeit wird das Software-Tool nur in einem sehr geringen Ausmaß genutzt. Nachdem nur die klimarelevanten Emissionen berechnet werden, entfallen die Vorteile der vereinfachten Zuordnung umweltrelevanter Stoffe zu den entsprechenden Wirkungskategorien. Die Vorteile der Anwendung für diese spezielle Fragestellung können durch folgende Punkte beschrieben werden:

- Übersichtlichkeit der Prozessstruktur
- Einfach Änderung der Produktmenge durch Angabe eines Skalierungsfaktors
- Eingabe ohne vorzeitige Umrechnung aller Prozesse auf die gleiche Einheit
- Möglichkeit des Datenimportes und –exportes ins Microsoft Excel[®]
- Verwendung von bestehenden Datenbanken (ecoinvent 2.0, GaBi-Professional)

D.4 Beschreibung der ausgewählten Szenarien

Der Aufbereitung von Biogas auf Erdgasqualität sind ökonomische Schranken hinsichtlich der Anlagengröße gesetzt, da sich die hohen Herstellungskosten der Aufbereitungsanlagen bei kleinen Biogasanlagen nicht rechnen (HOFMANN et al., 2005). Deshalb wird der Berechnung eine Modellanlage mit der theoretischen Rohbiogasleistung von 3 MW zu Grunde gelegt. Die Berechnung des Rohstoff- und Energieaufwandes erfolgt für diese Leistungsauslegung und wird dann auf 100m³ Reingas aus der Aufbereitung umgerechnet.

Die Szenariendarstellung erfolgt an dieser Stelle nur schematisch in Form einer linearen Anordnung der Produktionsprozesse. Eine detailliertere Ansicht ist in den Stoffflussdiagrammen im Anhang ersichtlich.

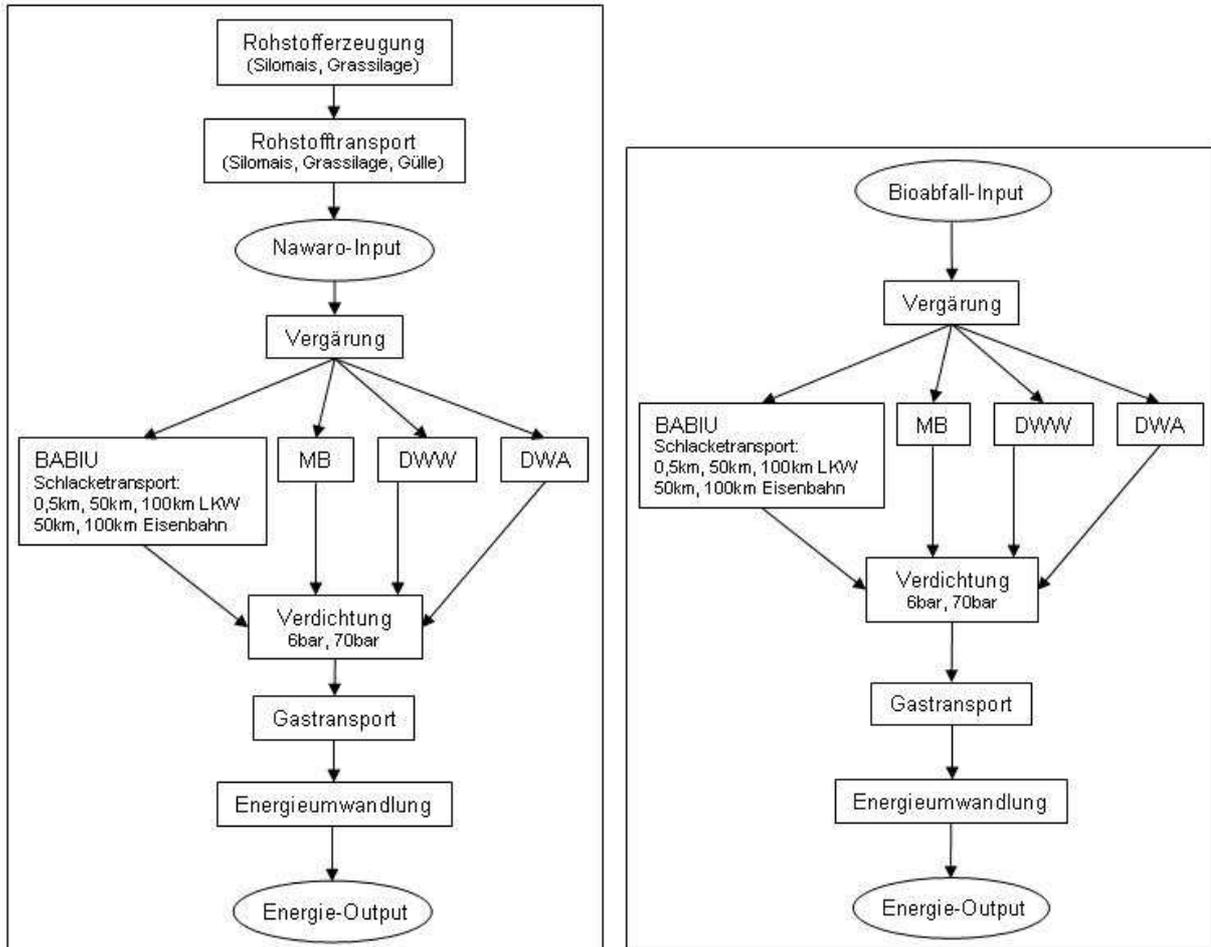


Abbildung 18: Schematische Darstellung der NaWaRo-Szenarien (links) und der Bioabfall-Szenarien (rechts)

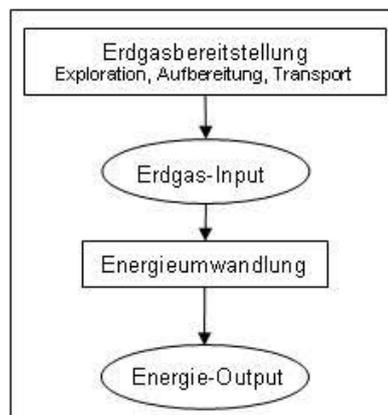


Abbildung 19: Schematische Darstellung des Erdgas-Szenarios

Die schematische Szenariendarstellung beinhaltet nur die klimarelevanten Prozesse. Die aus diesen Prozessen resultierenden Emissionen werden ab Kapitel D.6 dargestellt.

Durch Kombination der zwei Substratvarianten, der vier Aufbereitungsverfahren inklusive der fünf Schlacketransport-Fälle beim BABIU-Verfahren mit den zwei Einspeisedrücken sowie dem Referenzszenario ergeben sich 33 zu berechnende Szenarien.

Die Bezeichnung der Szenarien erfolgt durch eine Buchstaben-Zahlen-Kombination, hinter denen sich folgenden Abkürzungen verbergen:

BA: Vergärung von Bioabfall

NR: Vergärung nachwachsender Rohstoffe (inkl. Gülleanteil)

LKW: Schlacketransport mittels LKW beim BABIU-Verfahren

Zug: Schlacketransport mittels Eisenbahn beim BABIU-Verfahren

0,5; 50; 100: Transportdistanz der Schlacke in Kilometer beim BABIU-Verfahren

DWA: Aufbereitung durch Druckwechseladsorption

DWW: Aufbereitung durch Druckwasserwäsche

MB: Aufbereitung durch das Membranverfahren

6; 70: Einspeisedruck in bar auf den verdichtet wird

Sobald die Begriffe LKW oder Zug in der Szenarienbezeichnung vorkommen impliziert dies, dass das BABIU-Verfahren angewendet wird. „BA-Zug-6-50“ bedeutet zum Beispiel, dass Bioabfall vergärt wird, die Aufbereitung mittels BABIU-Verfahren stattfindet, die Schlacke mit dem Zug 50 km transportiert wird und vor der Einspeisung eine Verdichtung auf 6 bar erfolgt.

Ein anderes Beispiel wäre „NR-DWW-70“. Bei diesem Szenario werden nachwachsende Rohstoffe fermentiert, die Druckwasserwäsche angewendet und die Einleitung in das Erdgasnetz erfolgt mit einem Einspeisedruck von 70 bar.

D.5 Sachbilanz

D.5.1 Substrate zur Vergärung

Wie in Kapitel C.3 beschrieben, hängt die Dimensionierung und Konstruktion der Substrataufbereitung und der Vergärungsanlage von den Substrateigenschaften und somit von der Substratart ab. Die Auswirkungen der Substratart auf die Klimabilanz des Gesamtsystems werden für zwei unterschiedliche Substratvarianten ermittelt. Die gewählte Substratzusammensetzung bezieht sich auf möglichst praxisnahe Verhältnisse.

Der erste Fall beschreibt einen Substrateintrag, wie er in großen landwirtschaftlichen Biogasanlagen vorkommt, nämlich eine Mischung aus Schweinegülle und nachwachsenden Rohstoffen (Silomais, Grassilage). Das Verhältnis zwischen den nachwachsenden Rohstoffen und der Schweinegülle beträgt 90:10 Masseprozent. RAHMESOHL (2006) bezeichnet Biogasanlagen mit dieser Zusammensetzung als NaWaRo-Anlagen. Der Anteil von 10% Schweinegülle dient in dem Fall weniger der Steigerung des Biogasertrages als vielmehr der Prozessstabilisierung. Als Gegensatz dazu wird in der zweiten Variante der Einsatz von 100% Bioabfall dargestellt. Dies soll eine kommunale Bioabfall-Vergärungsanlage simulieren.

D.5.1.1 Rohstoffherzeugung

Die Prozesse für den Pflanzenanbau und die daraus entstehenden Emissionen basieren auf den Daten der ecoinvent-Datenbank 2.0. Die entsprechende Ermittlung wird in NEMECEK & KÄGI (2007) für den gesamten Produktlebenszyklus beschrieben. Die entsprechenden Emissionsfaktoren sind in Tabelle 6 und Tabelle 7 abgebildet. Unter dem Terminus „Rest“ werden alle sonstigen klimarelevanten Emissionen (außer CO₂, CH₄ und N₂O) in der Referenzeinheit CO₂-Äquivalente dargestellt (vgl. Kapitel D.2.3).

In der Datenbank werden die direkten Emissionen aus der Herstellung sowie die dafür notwendigen Arbeitsprozesse (mit Vorketten) von einem Kilogramm Silomais bzw. Grassilage dargestellt. Dies beinhaltet folgende Arbeitsprozesse:

- Bodenbearbeitung (Pflügen, Grubbern)
- Vorbereitung des Saatbeetes und Ausbringen der Saat (Eggen, Säen, Walzen)
- Düngen (Aufbringen von Mineraldünger und organischem Dünger)
- Ausbringen von Pflanzenschutzmitteln
- Ernten
- Silieren (Konservieren der Ernte)

In NEMECEK & KÄGI (2007) werden alle Prozesse für die Herstellung des entsprechenden Substrates betrachtet. In der Datenbank wird zwischen extensivem und intensivem Anbau unterschieden. Für diese Arbeit wurden Substrate aus intensivem Anbau gewählt, da dieser für den Zweck der Biogasherstellung auf Grund des höheren Hektarertrages effektiver ist. Pflanzen aus extensivem Anbau weisen zusätzlich einen höheren Gehalt an Lignin und Zellulose auf, was den Prozess der Vergärung negativ beeinflusst (HARTMANN, 2006).

| Klimarelevantes Gas | | Emissionsfaktor |
|---------------------|----------------------------|-----------------|
| Kohlendioxid | [kg/t] | 21,44 |
| Lachgas | [kg/t] | 0,13 |
| Methan | [kg/t] | 0,03 |
| Rest | [kg CO ₂ äqu/t] | 0,10 |
| Summe | [kg CO ₂ äqu/t] | 60,68 |

Tabelle 6: Emissionsfaktoren Silomaiszerzeugung für 1000kg Silomais

| Klimarelevantes Gas | | Emissionsfaktor |
|---------------------|----------------------------|-----------------|
| Kohlendioxid | [kg/t] | 73,97 |
| Lachgas | [kg/t] | 0,47 |
| Methan | [kg/t] | 0,12 |
| Rest | [kg CO ₂ äqu/t] | 0,14 |
| Summe | [kg CO ₂ äqu/t] | 217,10 |

Tabelle 7: Emissionsfaktoren Grassilageerzeugung für 1000kg Grassilage

D.5.1.1.1 Substratparameter Nachwachsende Rohstoffe

Für die Berechnung der notwendigen Substrateinträge und des Biogasertrags wurden die spezifischen Substratparameter durch Literaturrecherche ermittelt. Die Ergebnisse dieser Recherche sind in Tabelle 8 dargestellt. In der letzten Tabellenzeile werden die für die Berechnung gewählten Werte angegeben.

| Literaturquelle | TS | oTS | Biogasertrag | | CH ₄ -Gehalt |
|-------------------------------|-----------|-----------|-------------------------|------------------------|-------------------------|
| | [%] | [% TS] | [m ³ /t oTS] | [m ³ /t FM] | [%] |
| KTBL (2005) | 30 | 96 | 600 | - | 52 |
| DEUBLEIN & STEINHAUSER (2008) | 20-40 | 94-97 | 600-700 | - | - |
| FNR (2006a) | 20-35 | 85-95 | 450-700 | 170-200 | 50-55 |
| HARTMANN (2006) | - | - | - | 190 | 52 |
| gewählt | 30 | 96 | 600 | - | 52 |

Tabelle 8: Substratparameter Silomais

| Literaturquelle | TS | oTS | Biogasertrag | | CH ₄ -Gehalt |
|-------------------------------|-----------|-----------|-------------------------|------------------------|-------------------------|
| | [%] | [% TS] | [m ³ /t oTS] | [m ³ /t FM] | [%] |
| DEUBLEIN & STEINHAUSER (2008) | 21-40 | 76-90 | 600-700 | - | - |
| FNR (2006a) | 25-50 | 70-95 | 550-620 | 170-200 | 54-55 |
| KTBL (2005) | 25 | 88 | 560 | - | 54 |
| HARTMANN (2006) | - | - | - | 185 | 54 |
| gewählt | 25 | 88 | 560 | - | 54 |

Tabelle 9: Substratparameter Grassilage

Um einen möglichst realitätsnahen Biogasertrag aus den nachwachsenden Rohstoffen anzusetzen, wird auf Richtwerte für die Gasausbeute in landwirtschaftlichen Biogasanlagen aus KTBL (2005) zurückgegriffen. Diese Richtwerte basieren auf Laborergebnissen, Expertenwissen und Ergebnissen von Praxisanlagen. Die anderen Studien geben Laborwerte wieder, welche den theoretischen Gasertrag beschreiben. KTBL (2005) schlägt bei Verwendung von Laborwerten für die Planung von Biogasanlagen eine Abminderung von 10% vor. Begründet wird dies durch die Beeinflussung der Biogasausbeute durch vielfältige verfahrenstechnische Parameter und Unterschiede in der Anlagentechnik (vgl. Kapitel C.4).

D.5.1.1.2 Substratparameter für organischen Dünger: Schweinegülle

Im Gegensatz zu den nachwachsenden Rohstoffen werden der Gülle keine Vorketten in der CO₂-Bilanz angerechnet. Dies kommt daher, dass Gülle als Abfallprodukt der Viehzucht anfällt und nicht extra für die Biogasherstellung produziert wurde. Neben der Nutzung in der Biogasanlage wäre auch eine Ausbringung als organischer Dünger möglich, wodurch die Möglichkeit der Energiegewinnung jedoch ungenutzt bleiben würde.

Die Parameter für die Berechnung der notwendigen Güllemenge aus unterschiedlichen Literaturquellen werden in Tabelle 10 dargestellt.

| Literaturquelle | TS | oTS | Biogasertrag | | CH ₄ -Gehalt |
|-------------------------------|----------|-----------|-------------------------|------------------------|-------------------------|
| | [%] | [% TS] | [m ³ /t oTS] | [m ³ /t FM] | [%] |
| EDELMANN et al. (2001) | 6 | 78 | 460 | - | - |
| DEUBLEIN & STEINHAUSER (2008) | 3-10 | 77-85 | 300-800 | - | - |
| FNR (2006a) | 7 | 75-86 | 300-700 | 16-42 | 60-70 |
| KTBL (2005) | 6 | 80 | 400 | | 60 |
| HARTMANN (2006) | 6 | 80 | 400 | 30 | 65 |
| gewählt | 6 | 80 | 400 | | 60 |

Tabelle 10: Substratparameter Schweinegülle

Auf Grund der in Kapitel D.5.1.1.1 beschriebenen Gründe werden auch bei der Schweinegülle die Richtwerte aus KTBL (2005) angesetzt.

D.5.1.1.3 Theoretisches Energiepotential der Substrate der NaWaRo-Vergärungsanlage

Ausgehend von den gewählten Werten aus Tabelle 8, Tabelle 9 und Tabelle 10 wird der theoretische Energiegehalt je Tonne Frischmasse in MJ berechnet. Den Vorgang dieser Berechnung beschreiben Gleichung (1) und (2). Die Ergebnisse werden in Tabelle 11 dargestellt.

$$BE_{FM} [m^3 / t FM] = TS [\%] * oTS [\%] * BE_{oTS} [m^3 / t oTS] / 10000 \quad (1)$$

$$EP [MJ/t FM] = BE_{FM} [m^3/t FM] * CH_4\text{-Gehalt} [\%] * 35,784 [MJ] / 100 \quad (2)$$

BE_{FM} Biogasertrag bezogen auf die Frischmasse (m^3/t FM)
 TS..... Anteil der Trockensubstanz in der Frischmasse (%)
 oTS..... organischer Anteil der Trockensubstanz (%)
 BE_{oTS} Biogasertrag bezogen auf die organische Trockensubstanz (m^3/t oTS)
 EP Energiepotential bezogen auf die Frischmasse (MJ/t FM)
 35,784 Heizwert H_u von Methan (MJ/Nm³ CH₄)

| Substrate | | Schweinegülle | Silomais | Grassilage |
|--|--------------------------------|---------------|-------------|-------------|
| Trockensubstanz (TS) | [%] | 6 | 30 | 30 |
| organischer Anteil der TS | [% TS] | 80 | 96 | 88 |
| Methangehalt | [%] | 60 | 52 | 54 |
| Biogasertrag (BE_{oTS}) | [m^3/t oTS] | 400 | 600 | 560 |
| Biogasertrag (BE_{FM}) | [m^3/t FM] | 19 | 173 | 123 |
| Energiepotential (EP) | [MJ/t FM] | 410 | 3220 | 2380 |

Tabelle 11: Energiepotential und Biogasertrag (gerundet) für Substrate der NaWaRo-Modellanlage

D.5.1.2 Substrate einer kommunalen Bioabfall-Vergärungsanlage

Als Substrat für die Modellanlage der kommunalen Bioabfall-Vergärungsanlage kommt nur Bioabfall aus Haushalten zum Einsatz. Die damit entstehende Problematik der Festlegung von Parametern für die Dimensionierung wird in Kapitel C.2.4 beschrieben.

Als Abfallprodukt werden dem Bioabfall, wie auch der Gülle, keine Vorketten angerechnet. Die Umweltauswirkungen aus den Transporten zur Biogasanlage werden ebenfalls nicht in der Klimabilanz berücksichtigt, da diese Transporte unabhängig von der Abfallbehandlungsart (Kompostierung, Verbrennung) notwendig wären. Die potentielle Gutschrift durch die im Vergleich zu Verbrennungsanlagen wahrscheinlich kleinere Transportdistanz wird ebenfalls nicht in Rechnung gestellt.

Auf Grund seiner Zusammensetzung ist Bioabfall sehr gut zur Feststofffermentation geeignet. Laut DEUBLEIN & STEINHÄUER (2009) werden in Deutschland 30% der Bioabfall-Vergärungsanlagen mittels Feststofffermentation und 70% in Nassvergärungsanlagen behandelt. In der vorliegenden Arbeit wird aus Gründen der besseren Vergleichbarkeit mit der NaWaRo-Biogasanlage eine Nassvergärung simuliert.

Eine Literaturrecherche ergab die in Tabelle 12 dargestellten Parameter.

| Literaturquelle | TS | oTS | Biogasertrag | | CH ₄ -Gehalt |
|-------------------------------|-----------|-----------|-------------------------|------------------------|-------------------------|
| | [%] | [% TS] | [m ³ /t oTS] | [m ³ /t FM] | [%] |
| VOGT et al. (2002) | 40 | 50 | 390 | | 62 |
| DEUBLEIN & STEINHAUSER (2008) | 40-75 | 30-70 | 300-1000 | - | - |
| FNR (2006a) | 40-70 | 50-70 | 150-600 | 80-120 | 58-65 |
| KTBL (2005) | 40 | 50 | 615 | | 60 |
| gewählt | 40 | 50 | 615 | | 62 |

Tabelle 12: Substratparameter Bioabfall

D.5.1.2.1 Theoretisches Energiepotential der Substrate der kommunalen Bioabfall-Vergärungsanlage

Die Berechnung des theoretischen Energiepotentials von Bioabfall erfolgt nach Gleichung (1) und (2).

| Parameter | | Bioabfall |
|---------------------------------------|-----------------------------|-------------|
| Trockensubstanz (TS) | [%] | 40 |
| organischer Anteil der TS | [% TS] | 50 |
| Methangehalt | [%] | 62 |
| Biogasertrag (BE _{oTS}) | [m ³ /t oTS] | 615 |
| Biogasertrag (BE_{FM}) | [m³/t FM] | 123 |
| Energiepotential (EP) | [MJ/t FM] | 2730 |

Tabelle 13: Energiepotential und Biogasertrag (gerundet) für Substrate der Bioabfall-Modellanlage

D.5.2 Substrattransport

Neben den Emissionen aus dem Anbau von Energiepflanzen muss auch der Substrattransport als zusätzlicher klimarelevanter Prozess betrachtet werden. Es wird in allen Szenarien davon ausgegangen, dass Diesel aus fossilen Rohstoffen verwendet, und das emittierte CO₂ in das Endergebnis der Bilanz miteinbezogen wird. In Tabelle 14 werden Literaturwerte zur Transportdistanz dargestellt. Die maximale Transportdistanz der Substrate wird in der Praxis von betriebswirtschaftlichen Berechnungen abgeschätzt. RAHMESOHL et al. (2006) gibt als wirtschaftlich sinnvollen

Grenzbereich für den Transport von nachwachsenden Rohstoffen 15-20 km an. Auf Grund des geringeren Energieinhaltes der Schweinegülle vermindert sich die maximale Transportdistanz.

In der vorliegenden Studie wird für die durchschnittliche Transportdistanz der nachwachsenden Rohstoffe 16 km und für die Schweinegülle 10 km angenommen.

| Literaturquelle | Transportdistanz |
|-----------------------------|------------------|
| | [km] |
| BÖRJESSON & BERGLUND (2005) | 10* |
| CHEVALIER & MEUNIER (2005) | 20* |
| JUNGBLUTH et al. (2007) | 13-17 |
| RAHMESOHL et al. (2006) | 15-20 |
| gewählt NaWaRo | 16 |
| gewählt Gülle | 10 |

Tabelle 14: Literaturangaben zur Transportdistanz von Substraten für Biogasanlagen (*...im Durchschnitt)

Für den Transport der nachwachsenden Rohstoffe wird als Transportmedium ein 22t-Lastkraftwagen mit 14,5t Nutzlast angenommen, für dessen Berechnung auf die GaBi-Professional-Datenbank zurückgegriffen wurde. Für sämtliche Transporte werden die Hinfahrt mit voller Beladung und die Rückfahrt als Leerfahrt berechnet. Die Emissionsfaktoren und der Dieserverbrauch für den Transport von einer Tonne Substrat über eine Distanz von einem Kilometer werden in Tabelle 15 dargestellt. Der Transport der Schweinegülle erfolgt in der Praxis meist mittels Traktor und Güllefass. Die ecoinvent 2.0-Datenbank enthält einen dementsprechenden Datensatz, welcher für die Berechnung verwendet wurde. Deshalb beinhaltet Tabelle 16 im Gegensatz zu den GaBi-Datensätzen auch einen Emissionsfaktor für Lachgas. Beim Gülletransport werden nur die Emissionen der Hinfahrt angerechnet, da bei der Rückfahrt ein Transport von Gärrest als Flüssigdünger erfolgt, und diese Emissionen somit dem bäuerlichen Betrieb zuzuordnen sind.

Die Emissionen aus diesen Transportprozessen stammen ausschließlich aus dem Fahrzeugbetrieb. Vorketten werden nicht berücksichtigt.

Dem Bioabfall werden keine Emissionen aus dem Rohstofftransport angelastet, da die dazu anfallenden Transporte auch für eine Verwertung in einer Kompostierung oder einer Müllverbrennungsanlage anfallen würden. Eventuell größere Distanzen als bei den Äquivalenztransporten werden nicht berücksichtigt, da sich die kommunalen Kompostierungs- und Biogasanlagen in der Praxis meist in unmittelbarer Nähe befinden.

| klimarelevantes Gas | | Emissionsfaktor |
|---------------------|----------|-----------------|
| Kohlendioxid | [kg/tkm] | 0,137 |
| Methan | [kg/tkm] | 7,66E-06 |
| Dieserverbrauch | [kg/tkm] | 0,043 |

Tabelle 15: Emissionsfaktoren und Dieserverbrauch für einen 22t-LKW (Zuladung: 1 Tonne; Distanz: 1 Kilometer; Hinfahrt voll - Rückfahrt leer)

| klimarelevantes Gas | | Emissionsfaktor |
|---------------------|----------|-----------------|
| Kohlendioxid | [kg/tkm] | 0,137 |
| Methan | [kg/tkm] | 5,63E-06 |
| Lachgas | [kg/tkm] | 5,23E-06 |
| Dieserverbrauch | [kg/tkm] | 0,043 |

Tabelle 16: Emissionsfaktoren und Dieserverbrauch für einen Traktor (Zuladung: 1 Tonne; Distanz: 1 Kilometer; nur Hinfahrt)

D.5.3 Sachbilanz Vergärungsanlage

D.5.3.1 Substrataufwand

Ausgehend von der Berechnung des Energieinhaltes des Inputsubstrates kann der Substrataufwand für die Modellanlage berechnet werden. Als Ausgangsbedingungen dienen das Substratmasseverhältnis Silomais:Grassilage:Gülle (60:30:10) und die Rohbiogasleistung der Modellanlage von 3 MW. Das Substratverhältnis zwischen Silomais und Grassilage wurde als willkürliches Beispiel gewählt. Ein zusätzlicher Parameter, der den Substratinput bestimmt, ist der Feststoffgehalt. Die Annahme des Substratfeststoffgehalts für die Modellanlage beträgt 16%, was zwar die Obergrenze für Nassvergärungsmethoden darstellt aber den Frischwasserverbrauch minimiert. Tabelle 17 und Tabelle 18 stellen den berechneten Substratinput für einen Tag mit

24-stündigem Betrieb dar. Durch die Anwendung der in Tabelle 11 berechneten Energiepotentiale lässt sich die notwendige Substratmenge für die Modellanlage berechnen.

| Substrat | Potentielle Energiebereitstellung | | Masse [t FM/d] | Biogasertrag | |
|---------------|-----------------------------------|--------|-------------------|------------------------|---------------------|
| | [GJ/t FM] | [GJ/d] | | [m ³ /t FM] | [m ³ /d] |
| Silomais | 3,22 | 186,27 | 57,93 | 172,80 | 10010,16 |
| Grassilage | 2,38 | 68,95 | 28,96 | 123,20 | 3568,44 |
| Schweinegülle | 0,41 | 3,98 | 9,65 | 19,20 | 185,37 |
| Wasser | - | - | 60,95 | - | - |
| Summe | 6,01 | 259,20 | 157,49 | 315,20 | 13763,97 |

Tabelle 17: Erforderlicher Substrataufwand für die landwirtschaftliche Biogasanlage und resultierender Biogasertrag

| Substrat | Potentielle Energiebereitstellung | | Masse [t FM/d] | Biogasertrag | |
|-----------|-----------------------------------|--------|-------------------|------------------------|---------------------|
| | [GJ/t FM] | [GJ/d] | | [m ³ /t FM] | [m ³ /d] |
| Bioabfall | 2,73 | 259,20 | 94,98 | 123,00 | 11683,00 |
| Wasser | - | - | 142,48 | - | - |
| Summe | 2,73 | 259,20 | 237,46 | 123,00 | 11683,00 |

Tabelle 18: Erforderlicher Substrataufwand für die kommunale Bioabfall-Vergärungsanlage und resultierender Biogasertrag

D.5.3.2 Energieaufwand

Die Biogasgewinnung erfolgt durch Vergärung in einem Fermenter. Um diesen Prozess zu steuern bzw. die erforderliche Vor- und Nachbehandlung des Substrates zu gewährleisten, bedarf es des Einsatzes von thermischer und elektrischer Energie.

Thermische Energie wird vor allem für das Aufheizen des Substrates und das Ausgleichen der Wärmeverluste, welche über die Fermenterwand zu verzeichnen sind, benötigt. In der Praxis erfolgt dies durch Energieumwandlung von abgezeigtem Rohbiogas vor der Aufbereitungsstufe (SCHOLWIN et al., 2006a)

Der Aufwand an elektrischer Energie verteilt sich neben den Steuerungsprozessen vor allem auf die Feststoffeinbringung, das Pumpen des Substrats sowie den Betrieb des Rührwerks im Fermenter. Bei den berechneten Verfahren wird durch den

Verbrauch an Prozesswasser auch eine nachgeschaltete Fest-Flüssig-Trennung notwendig, welche den Stromverbrauch weiter erhöht.

Für die Vergärung von Bioabfall sind gegenüber der Vergärung von nachwachsenden Rohstoffen zusätzlich mechanische Aufbereitungsschritte vor dem Einbringen des Substrats in die Vergärungsanlage notwendig. Nach ARLT (2003) besteht eine Aufbereitungsanlage für Bioabfall aus folgenden Komponenten:

- Zerkleinerungsaggregate: Zerkleinerung des Rohsubstrates
- Magnetabscheider: Abtrennen von eisenhaltigen Materialien
- Pulper: Abtrennen von Kunststoffen
- Zyklon: Abtrennen von Inertstoffen
- Hygienisierung

D.5.3.2.1 Thermischer Energieaufwand

Den Berechnungsparametern für den thermischen Energieaufwand wurde eine Literaturrecherche zu Grunde gelegt. Die Ergebnisse dieser Literaturrecherche sind in Tabelle 19 abgebildet.

| Literaturquelle | Anteil an der produzierten Wärmeenergie | Spezifischer thermischer Energieaufwand | Substrat |
|-------------------------------|---|---|-----------------|
| | [%] | [MJ/t FM] | |
| CHEVALIER & MEUNIER (2005) | 12,9 | 151 | |
| BERGLUND & BÖRJESSON (2005) | 6,0-17,0 | 70-180 | |
| FNR (2006a) | < 20,0 | | NaWaRo >> Gülle |
| DEUBLEIN & STEINHAUSER (2008) | 18,0-24,0 | | |
| BESGEN & KEMPKENS (2005) | 19,0-36,0 | | |
| BÖRJESSON & BERGLUND (2005) | 15,2 | 240 | NaWaRo |
| | 0,6 | 85 | Gülle |
| EDER & SCHULZ (2006) | 21,6 | 189 | |
| gewählt | 15,0 | 131 | |

Tabelle 19: Thermischer Energieaufwand für die NaWaRo-Modellanlage

Die meisten Literaturangaben beziehen sich auf Biogasanlagen ohne anschließende Aufbereitung. Bei diesen Anlagen wird das erzeugte Biogas direkt in einem Block-

heizkraftwerk (BHKW) verbrannt und dadurch Strom und Wärmeenergie erzeugt. Die Literaturwerte geben den Eigenwärmebedarf als Anteil dieser thermischen Energie an. Um diese Werte auf den spezifischen Energieaufwand umrechnen zu können, wird eine fiktive Energieumwandlung nach der Vergärung in einem BHKW (500 kW) angenommen. Die dazugehörigen Wirkungsgrade wurden aus ASUE (2005) entnommen.

- Thermischer Wirkungsgrad: 0,53
- Elektrischer Wirkungsgrad: 0,37
- Gesamtwirkungsgrad: 0,90

Durch Multiplikation der potentiellen Energieerzeugung aus Tabelle 11 mit dem thermischen Wirkungsgrad erhält man die theoretisch produzierte Wärmeenergie. Daraus lässt sich wiederum mit Hilfe der eingesetzten Substratmasse pro Tag (vgl. Tabelle 17) der spezifische thermische Energieaufwand ermitteln. Diese Berechnung wurde ebenfalls bei der Bioabfall-Modellanlage angewandt.

Die Werte aus DEUBLEIN & STEINHAUSER (2008) und BESGEN & KEMPKENS (2005) können für die betrachtete Modellanlage als unrelevant ausgeschieden werden, da sie sich auf kleine landwirtschaftliche Biogasanlagen bzw. Biogasanlagen mit weitaus geringerem Feststoffgehalt beziehen.

BÖRJESSON & BERGLUND (2005) geben als einzige ermittelte Literaturquelle den Energieverbrauch je Tonne Inputsubstrat für einen industriellen Maßstab an. Diese Parameter leiten sich aus einer Datenerhebung an schwedischen Biogasanlagen ab, und können nach Überprüfung mit den anderen relevanten Literaturangaben sowie einem Vergleich mit FNR (2004) als Referenzwerte für die Modellanlage dieser Studie herangezogen werden. Der gewählte Anteil an der potentiellen Energieerzeugung wird in Tabelle 19 dargestellt.

In EDER & SCHULZ (2006) wird eine einfache Möglichkeit zur Berechnung des Wärmeenergieaufwandes angegeben, dabei wird der Wärmetransfer zwischen dem Fermenter und Nachgärer nicht beachtet, wodurch es zu einer Überschätzung des Ergebnisses kommt. Dies gilt für auch für die Bioabfall-Anlage.

Der thermische Energieaufwand für die Bioabfall-Modellanlage wird ebenfalls in Anlehnung an die ermittelten Werte aus einer Literaturrecherche geschätzt. Der Grund für die in Vergleich mit den meisten Literaturwerten niedrige Annahme begründet sich wie bei der NaWaRo-Anlage durch den hohen Feststoffgehalt, der ebenfalls mit 16%, um die Vergleichbarkeit zu erhalten, angenommen wurde. Es werden Literaturwerte von BÖRJESSON & BERGLUND (2005), aus den oben beschriebenen Gründen, und MERTENS (2001), der eine kleinere Bioabfallvergärungsanlage in seiner Dissertation analysiert, für die Annahme des Energieaufwandes herangezogen.

Die Berechnung der Emissionsfaktoren für die thermische Energie wird in Kapitel D.5.4 beschrieben.

| Literaturquelle | Anteil an der produzierten Wärmeenergie | Spezifischer thermischer Energieaufwand |
|-----------------------------|---|---|
| | [%] | [MJ/t FM] |
| JUNGBLUTH et al. (2007) | 32,4 | 468 |
| HUPE et al. (2009) | 29,9 | 432 |
| BÖRJESSON & BERGLUND (2005) | 22,1 | 320 |
| ARLT (2003) | 33,0 | 478 |
| MERTENS (2001) | 25,2 | 363 |
| EDER & SCHULZ (2006) | 27,6 | 399 |
| gewählt | 25 | 362 |

Tabelle 20: Thermischer Energieaufwand für die Bioabfall-Modellanlage

D.5.3.2.2 Elektrischer Energieaufwand

Zur Schätzung des elektrischen Energieaufwandes wurde ebenfalls eine Literaturrecherche durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Recherche werden in Tabelle 21 und Tabelle 22 dargestellt.

| Literaturquelle | Anteil an der produzierten elektrischen Energie | Spezifischer elektrischer Energieaufwand | Energieaufwand abzüglich BHKW |
|-----------------------------|---|--|-------------------------------|
| | [%] | [MJ/t FM] | [MJ/t FM] |
| CHEVALIER & MEUNIER (2005) | 7,9 | 34,0 | 23,8 |
| BERGLUND & BÖRJESSON (2005) | 8,0-24,0 | 55,0-80,0 | 38,5-56,0 |
| SCHOLWIN et al. (2006a) | 10,0 | 61,0 | 42,7 |
| HARTMANN (2006) | 10,0-16,0 | 61,0-97,0 | 42,7-67,9 |
| BASE (2006) | 8,1 | 49,0 | 34,3 |
| JUNGBLUTH (2007) | 6,8 | 42,0 | 29,4 |
| BÖRJESSON & BERGLUND (2005) | 16,3 | 180,0 | 126 |
| | 0,5 | 53,0 | 37,1 |
| gewählt | 10,0 | 61,0 | 42,7 |

Tabelle 21: Elektrischer Energieaufwand für die NaWaRo-Modellanlage

Der von BASE (2006) angeführte Anteil an der produzierten Energie wurde durch eine Betrachtung von 77 Biogasanlagen ermittelt. Auf Grund des sehr hohen Feststoffgehaltes kann von einem höheren Energieverbrauch für die Modellanlage ausgegangen werden. HARMANN (2006) und SCHOLWIN et al. (2006a) nehmen als Eigenstromverbrauch für die Berechnung der Ökobilanzen 10% des produzierten Stromes an. In dieser Arbeit wird ebenfalls auf diese Schätzung zurückgegriffen.

Die angeführten Literaturwerte inkludieren jedoch den Energieverbrauch des BHKWs und der Biogasreinigung vor der Verbrennung. Dieser muss für die Berechnung in dieser Arbeit subtrahiert werden. In BASE (2006) wird ein Bereich von 23-60% des Gesamtenergieverbrauchs der Vergärungsanlage für das BHKW publiziert. Für die vorliegende Arbeit wurden 30% angenommen, um auf den höheren Stromverbrauch der Pump- und Rührarbeit auf Grund des Feststoffgehaltes des Substrates einzugehen. BÖRJESSON & BERGLUND (2005) geben einen sehr hohen elektrischen Energieaufwand für die Vergärung von nachwachsenden Rohstoffen an, welcher nach Vergleich mit FNR (2004) nicht bestätigt werden kann.

Wie in Kapitel C.6 beschrieben, setzt sich der elektrische Energieverbrauch bei der Bioabfall-Modellanlage aus der Aufbereitung des Bioabfalls und der Vergärung zusammen. Auf Grund der unterschiedlichen Literaturangaben hinsichtlich der Aufteilung der Energieströme kann hier nur durch die Betrachtung des Gesamtenergieverbrauchs ein Vergleich gezogen werden. In JUNGBLUTH et al. (2007) teilt sich die Energie zwischen Aufbereitung, Vergärung und Entwässerung im Verhältnis 37,5:50:10 auf. Je nach Zusammensetzung des Bioabfalls und Anordnung der Aufbereitungsschritte kann der Energieaufwand starke Schwankungen aufweisen. Dementsprechend musste wie bei der NaWaRo-Anlage vorgegangen und ein Wert in Anlehnung an die Literaturwerte geschätzt werden.

| Literaturquelle | Anteil an der produzierten elektrischen Energie | Spezifischer elektrischer Energieaufwand |
|-------------------------|---|--|
| | [%] | [MJ/t FM] |
| JUNGBLUTH et al. (2007) | 28,5 | 288 |
| ARLT (2003) | 28,8 | 291 |
| MERTENS (2001) | 23,0 | 232 |
| gewählt | 25,0 | 252 |

Tabelle 22: Elektrischer Energieaufwand für die Bioabfall-Modellanlage

D.5.3.3 Transportaufwand (innerbetrieblicher Transport)

Bei der NaWaRo-Vergärungsanlage wird zur Abdeckung des anfallenden Transportaufwandes für die Verladung der nachwachsenden Rohstoffe ein Radlader angenommen. SCHOLWIN et al. (2006b) nimmt eine durchschnittliche Ladeentfernung von 200 Meter und einen Dieserverbrauch von 1,9 Liter pro Tonne Inputsubstrat an. Dieser Wert wird auch in der vorliegenden Arbeit verwendet.

Für die Bioabfall-Anlage wird angenommen, dass die Aufgabe, des Substrats in einen Sammelbunker erfolgt, von dem aus der Transport zur Aufbereitungsanlage und dann in den Fermenter über Förderbänder von statten geht.

D.5.4 Sachbilanz Thermische Energie für die Biogasanlage

Um die Vorketten der benötigten thermischen Energie für den Vergärungsprozess berücksichtigen zu können, musste eine auf der Modellanlage basierende Energieumwandlung aus Rohgas angenommen werden.

Die Prozessschritte für die Energieerzeugung aus Rohgas setzen sich vereinfacht aus

- Substratbereitstellung
- Vergärung
- Energieumwandlung

zusammen. Diese entsprechen den oben beschriebenen Sachbilanzen. Einzig der Wirkungsgrad der Energieumwandlung wird variiert. ASUE (2005) gibt für ein 500kW Blockheizkraftwerk einen elektrischen Wirkungsgrad von 0,37 und einen thermischen Wirkungsgrad von 0,53 an. Ein Teil der durch das BHKW erzeugten Wärmeenergie wird als Eigenbedarf für die Vergärung verwendet. Dadurch verringert sich der Netto-Wärmewirkungsgrad der Anlage. Da neben der Wärmeenergie auch Strom erzeugt wird muss ein Allokationsverfahren (vgl. Kapitel D.1) durchgeführt werden, um der erzeugten thermischen Energie den aliquoten Emissionsanteil zuordnen zu können.

Die Ergebnisse der oben beschriebenen Berechnung sind in Tabelle 24 dargestellt.

| Klimarelevantes Gas | | NaWaRo | Bioabfall |
|---------------------|-----------------------------|----------|-----------|
| Kohlendioxid | [mg/MJ] | 21843,25 | 11152,23 |
| Lachgas | [mg/MJ] | 100,28 | 1,63 |
| Methan | [mg/MJ] | 63,06 | 58,58 |
| Rest | [mg CO ₂ äqu/MJ] | 50,63 | 2,81 |
| Summe | [mg CO ₂ äqu/MJ] | 21893,88 | 11155,03 |

Tabelle 23: Emissionsfaktoren thermische Energie aus Biogas bezogen auf 1 MJ Wärmeenergie

D.5.5 Sachbilanz Biogasaufbereitung

Für die betrachtete Modellanlage werden vier unterschiedliche Aufbereitungsszenarien betrachtet:

- Druckwechseladsorption (DWA)
- Druckwasserwäsche (DWW)
- Bottom Ash for Biogas Upgrading (BABIU)
- Membrantrennverfahren (MB)

Die vier Methoden sind in den Kapiteln C.7.4.1, C.7.4.3, C.7.4.4 und C.7.4.7 beschrieben. Neben den aus den Vorketten der Stromerzeugung anfallenden Emissionen sind vor allem die Methanverluste hauptverantwortlich für die Klimarelevanz der unterschiedlichen Aufbereitungsmethoden. Die Kennwerte für die Klimabilanz wurden durch eine Literaturrecherche ermittelt und sind in den folgenden Kapiteln dargestellt.

Die Literaturangaben für den Stromverbrauch beziehen sich zum Teil auf den Rohgasstrom und zum Teil auf den Reingasstrom. Um eine entsprechende Vergleichsebene zu erhalten, musste eine Umrechnung auf den Rohgasstrom erfolgen.

Bei Verwendung des Energieverbrauches bezogen auf das erzeugte Reingas kann in der folgenden Berechnung kein Bezug zum Methangehalt des Rohbiogases hergestellt werden. Dieser Konflikt würde in den betrachteten Szenarien auftreten, deshalb werden Literaturwerte, die sich auf den Rohgasstrom beziehen, stärker in die Wahl des Berechnungsparameters einbezogen.

D.5.5.1 Druckwechseladsorption (DWA)

Der in Tabelle 24 angeführte gewählte Wert für den elektrischen Energieaufwand setzt sich aus dem Stromverbrauch der Entschwefelung und der eigentlichen Aufbereitungsanlage zusammen.

Neben FRAUNHOFER (2008), geben AHRENS (2007) und SCHULTE-SCHULZE (2006) den Energieverbrauch bezogen auf den Rohgasstrom an. Der gewählte Wert lehnt sich an diese drei Werte an.

AHRENS (2007) zitiert den Hersteller framatic GmbH, der maximale Methanverluste von 4% der Methangasmenge im Inputstrom angibt. Auf Grund von Dichtungsproblemen an den Kugelhähnen wurde ein realer Verlust von 8% gemessen. Nur unter optimalen Bedingungen, wie in dieser Arbeit angenommen, ist laut Ahrens ein Verlust von 4% zu erreichen.

| Literaturquelle | elektrischer Energieaufwand | | Methanverluste |
|------------------------------|------------------------------|-----------------------------|--------------------|
| | [MJ/Nm ³ Reingas] | [MJ/Nm ³ Rohgas] | [%] |
| PERSSON et al. (2006) | 1,08-2,16 | 0,58-1,15 | 10,0 |
| AHRENS (2007) | 1,26 | 0,58 | 4,0 |
| RAUSSEN et al. (2008) | | | 5,0 |
| SCHMALSCHLÄGER et al. (2007) | 1,44 | 0,75 | |
| FRAUNHOFER (2008) | | 0,90 | < 3,0 / 6,0-10,0 |
| SCHULZ (2004) | 1,80 | 0,94 | |
| SCHULTE-SCHULZE (2006) | | 0,75 | |
| ICAEN (2002) | 1,55 | 0,83 | |
| BASE (2008) | | | 1,0-2,0 / 4,0-10,0 |
| gewählt | | 0,72 | 4,0 |

Tabelle 24: Elektrischer Energieaufwand und Methanverluste der DWA-Aufbereitungsanlage

Im Gegensatz zur DWW und zum Membranverfahren ist bei der DWA nur eine Aufbereitung auf 95% Methan im Reingas wirtschaftlich sinnvoll (vgl. Kapitel C.7.4.3). Um die für die Einspeisung erforderlichen 97% Methan zu erreichen, muss Flüssiggas – im betrachteten Szenario Propan – zudosiert werden. Die Emissionsfaktoren aus der Herstellung von Propan wurden aus der ecoinvent-Datenbank entnommen.

SCHMALSCHLÄGER et al. (2007) gibt für den Energieverbrauch der Flüssiggasdosierung 4,2 MJ/Nm³ Propan an. Dieser Wert wird auch für die vorliegende Arbeit verwendet.

| Substratart | | NaWaRo | Bioabfall |
|-----------------------------|--|--------|-----------|
| Propangasdosierung | [m ³ Propan/Nm ³ Rohgas] | 0,011 | 0,013 |
| elektrischer Energieaufwand | [MJ/Nm ³ Rohgas] | 0,045 | 0,053 |

Tabelle 25: Propangasaufwand und elektrischer Energieverbrauch der Flüssiggasdosierung

D.5.5.2 Druckwasserwäsche (DWW)

Bei der DWW findet, wie in Kapitel C.7.4.1 beschrieben, die Entschwefelung in der Aufbereitungsstufe statt. Die Aufbereitung auf einen Methangehalt von 97% ist möglich, wodurch keine Flüssiggasdosierung notwendig ist.

Die Entscheidungsgrundlagen für den gewählten elektrischen Energieaufwand sind ident mit Kapitel D.5.5.1.

Die Methanverluste liegen laut AHRENS (2007) durch den Einsatz entsprechender Optimierungen, dauerhaft unter 2% der Methangasmenge im Inputstrom.

| Literatur | elektrischer Energieaufwand | | Methanverluste |
|------------------------|------------------------------|-----------------------------|----------------|
| | [MJ/Nm ³ Reingas] | [MJ/Nm ³ Rohgas] | [%] |
| PERSSON et al. (2003) | 1,08-2,16 | 0,58-1,15 | |
| AHRENS (2007) | 1,80 | 0,97 | < 2,0 |
| RAUSSEN et al. (2008) | | | 2,0 |
| HOFMANN et al. (2005) | 1,80 | 0,94 | |
| KRICH et al. (2005) | | | < 2,0 |
| FRAUNHOFER (2008) | 1,12 | < 0,90 | < 1,0-2,0 |
| SCHULZ (2004) | 1,30-2,16 | 0,68-1,30 | |
| SCHULTE-SCHULZE (2006) | | 1,01 | |
| ICAEN (2002) | 2,16 | 1,15 | |
| BASE (2008) | | | 1,0-2,0 |
| gewählt | | 0,97 | 1,5 |

Tabelle 26: Elektrischer Energieaufwand und Methanverluste der DWW-Aufbereitungsanlage

D.5.5.3 BABIU-Verfahren

Die klimarelevanten Emissionen beim BABIU-Verfahren setzen sich aus dem Transport der MVA-Schlacke, der Manipulation der MVA-Schlacke am Ort der Aufbereitungsanlage und auf die Bereitstellung von Stickstoff für das Spülen der Schlacke zusammen. Der Vorteil gegenüber den anderen Verfahren besteht darin, dass das CO₂ an der Schlacke gebunden wird und sich somit im positiven Sinne auf die Klimabilanz auswirkt.

Der Transport der MVA-Schlacke wird in der vorliegenden Arbeit in fünf Szenarien mit drei unterschiedlichen Distanzen betrachtet. Der erste Fall stellt die Situation einer direkt bzw. im selben Ort liegenden Vergärungs- und Müllverbrennungsanlage dar (z.B. Dürnröhr). Die Transportdistanz wird für diesen Fall mit 0,5 Kilometer angenommen. Der zweite und dritte Fall stellt eine Entfernung von 50 bzw. 100 Kilometer dar, was einem regionalen bzw. überregionalen Schlacketransport entspräche. Für diese drei Fälle wird ein Sattelzug mit einer zulässigen Nutzlast von 26 Tonnen als Transportmittel angenommen.

Um den Vergleich zwischen dem Transportmittel LKW und Eisenbahn ziehen zu können, werden zusätzlich zwei Eisenbahn-Szenarien für die großen Distanzen (50 und 100km) berechnet.

Wie in Kapitel D.5.2 beschrieben werden auch für die transportabhängigen Emissionen beim BABIU-Verfahren Datensätze aus der GaBi-Professional-Datenbank, sowie für die Vorketten der Dieselpreparierung aus der ecoinvent-Datenbank verwendet. Beim Schlacketransport wird die Hinfahrt mit voller Zuladung und die Rückfahrt als Leerfahrt angenommen.

| klimarelevantes Gas | | Emissionsfaktor |
|---------------------|----------|-----------------|
| Kohlendioxid | [kg/tkm] | 0,116 |
| Methan | [kg/tkm] | 4,370E-06 |
| Dieserverbrauch | [kg/tkm] | 0,037 |

Tabelle 27: Emissionsfaktoren und Dieserverbrauch für einen 38t-LKW (Zuladung: 1 Tonne; Distanz: 1 Kilometer; Hinfahrt voll - Rückfahrt leer)

Die folgende Darstellung der Sachbilanz für das BABIU-Verfahren wurde aus MOSTBAUER et al. (2008) entnommen.

Zum Umschlag der MVA-Schlacke folgende Arbeitsvorgänge notwendig:

- Aufsetzen der Schlackemieten (zur Alterung)
- Einbau der Schlacke in den BABIU-Reaktor
- Ausbau der Schlacke aus dem BABIU-Reaktor
- Beschickung von Schwerfahrzeugen

Es wird angenommen, dass die Ladevorgänge mittels Radlader vorgenommen werden. Mostbauer gibt nach einer Umfrage bei Herstellern einen spezifischen Treibstoffverbrauch von 0,12 Liter Diesel pro Tonne und Arbeitsvorgang an, wobei vier Arbeitsvorgänge notwendig sind. Dies ergibt einen Dieserverbrauch von 0,48 Liter pro Tonne MVA-Schlacke.

Die Berechnung der notwendigen Masse an MVA-Schlacke wird mit den Parametern des gewünschten CH₄-Gehalts des Reingases, des CO₂-Gehalts des Rohgases, des Rohgasvolumens und des Aufnahmevermögens der Schlacke durchgeführt. Die folgenden Gleichungen dienen zur Berechnung der Schlackemasse:

$$\Delta V_{\text{CO}_2} = V_{\text{itot}} * (1 - c_{\text{CH}_4} / Z)$$

$$m_{\text{S}} = \Delta V_{\text{CO}_2} * \rho_{\text{CO}_2} / A$$

- V_{itot} Volumenstrom des Rohgases (Nm³/h)
 ΔV_{CO_2} CO₂-Volumen, das von der MVA-Schlacke aufgenommen werden muss um den Zielwert Z zu erreichen (Nm³)
 ρ_{CO_2} Normdichte von CO₂ (1,963 kg/Nm³)
 c_{CH_4} CH₄-Gehalt des Rohgases (Vol%)
 Z Zielwert für den CH₄-Wert des Reingases (97%)
 A Mittlere CO₂-Aufnahme von MVA-Schlacke = 24,8 kg CO₂/t FM
 m_{S} Erforderliche Masse an MVA-Schlacke

Die berechnete Masse wird mit dem Dieserverbrauch für den Schlackeumschlag von 0,48 l/t multipliziert. Die Treibhausgasemissionen aus der Verbrennung von Diesel werden über den Emissionsfaktor für Diesel ohne Vorketten von 2,63 kg CO₂/l berechnet. Durch Verwendung des ecoinvent-Datensatzes für die Bereitstellung von Diesel können auch die Vorketten miteinbezogen werden.

Beim BABIU-Verfahren wird, wie in Kapitel C.7.4.7 beschrieben, CO₂ an die MVA-Schlacke gebunden und somit fixiert. Das fixierte CO₂ darf in der Berechnung der Treibhausgasemissionen negativ, also als Senke angesetzt werden. Die fixierte CO₂-Menge (S_{BABIU} = „S“ für sequestration) berechnet sich wie folgt:

$$S_{\text{BABIU}} = A * m_{\text{S}}$$

Um das erforderliche Spülgasvolumen zu erhalten, muss das Porenvolumen aus der Porosität und dem Raumgewicht der im Reaktor eingebauten Schlacke berechnet werden. Der elektrische Energieaufwand berechnet sich über den spezifischen Energiebedarf für die Herstellung von N_2 von 0,216 MJ/kg.

$$V_{SP} = 5 * V_P$$

$$V_P = P * m_S / \rho_B$$

$$m_{N_2} = V_{SP} * \rho_{N_2}$$

V_{SP} ... Spülgasvolumen (m^3)

V_P ... Porenvolumen (m^3)

P Porosität der MVA-Schlacke als Bruchzahl ($0,36 m^3/m^3$)

m_S ... Masse der MVA-Schlacke (t)

ρ_B ... Raumgewicht der MVA-Schlacke im eingebauten Zustand ($1,5 t/m^3$)

m_{N_2} .. Masse des für die Spülung erforderlichen Stickstoffs (kg)

ρ_{N_2} .. Dichte von N_2 bei der Temperatur in der MVA-Schlacke ($T = ca. 30^\circ C$) und 990 mbar (ca. 150 m Seehöhe) = $1,1 kg/m^3$

Die aus dem Aufbereitungsvorgang resultierenden Methanverluste werden, um einen Methangehalt im Reingas von 97% zu erhalten, von MOSTBAUER et al. (2008) mit 2,3% angegeben.

Tabelle 28 stellt die Eingangsparameter für die Berechnung der Treibhausgasemissionen aus dem BABIU-Verfahren dar.

| Substratart | | NaWaRo | Bioabfall |
|-----------------------------|--|--------|-----------|
| MVA-Schlacke | [kg/Nm ³ Rohgas] | 38,66 | 31,01 |
| elektrischer Energieaufwand | [MJ/Nm ³ Rohgas] | 0,036 | 0,034 |
| fixiertes Kohlendioxid | [kg CO ₂ /Nm ³ Rohgas] | -0,910 | -0,730 |
| Diesel | [l/Nm ³ Rohgas] | 0,019 | 0,015 |
| Methanverluste | [%] | 2,3 | 2,3 |

Tabelle 28: Berechnungsparameter BABIU-Verfahren

D.5.5.4 Membrantrennverfahren

Das Membrantrennverfahren befindet sich erst im Pilotstadium, dadurch konnten nur sehr wenige Energieverbrauchs- und Methanverlustdaten ermittelt werden. Die Angaben unterliegen somit großen Unsicherheiten, stellen aber den derzeitigen Stand der Publikationen dar. Die Veröffentlichung von entsprechenden Daten über Pilotanlagen, z.B. Anlage Bruck an der Leitha, befindet sich erst in Vorbereitung (HARASEK, persönliche Mitteilung, 2009)

Die sehr hohen Methanverluste können durch eine Nachverbrennung des anfallenden Permeats verringert werden, wodurch jedoch der Energieverbrauch steigen würde. Dazu waren jedoch keine Daten verfügbar.

ICAEN (2002) gibt den Energieaufwand nur für eine Aufbereitung auf einen Methan-gehalt von 88% an. Deshalb konnte nur auf die Daten aus SCHULTE-SCHULZE (2006) zurückgegriffen werden.

| Literatur | elektrischer Energieaufwand | | Methanverluste |
|------------------------|------------------------------|-----------------------------|----------------|
| | [MJ/Nm ³ Reingas] | [MJ/Nm ³ Rohgas] | [%] |
| SCHULTE-SCHULZE (2006) | | 1,80 | |
| ICAEN (2002) | 1,12 | | |
| BASE (2008) | | | 5,0-15,0 |
| gewählt | | 1,80 | 6,0 |

Tabelle 29: Elektrischer Energieaufwand und Methanverluste der MB-Aufbereitungsanlage

D.5.6 Verdichtung und Trocknung des aufbereiteten Biogases

Die Berechnung des elektrischen Energieaufwandes für die Verdichtung und Trocknung des Biogases nach der Aufbereitung wird nach MOSTBAUER et al. (2008) durchgeführt.

Zur Trocknung feuchter Gase stehen unterschiedliche Methoden zur Verfügung (vgl. Kapitel C.7.2). In der Praxis kommt meist die Kondensationstrocknung auf Grund der Eignung für die spezielle Gasbeschaffenheit des Reingases (hoher Wassergehalt, Temperaturen zwischen 30 und 70°C) zum Einsatz. Die notwendige Kälte wird im angenommenen Fall über den Einsatz elektrischer Energie erzeugt.

Der spezifische Leistungsbedarf leitet sich aus den Gesetzmäßigkeiten der adiabatischen Zustandsänderung von Gasen ab, wobei der Energiebedarf guter Druckluftanlagen um ca. 45% über dem theoretischen Wert liegt (DENA et al., 2006). Davon wird auch in der vorliegenden Arbeit ausgegangen.

Für die Modellanlage werden zwei Verdichtungsszenarien angenommen. Die Verdichtung auf einen Einspeisedruck von 6 bar ist für die Simulation der Einleitung in Netzebene 3 notwendig. Das zweite Szenario beschreibt eine Einspeisung in Netzebene 2, was einen Druck von 70 bar notwendig macht. Diese Verdichtung wird in einem zweistufigen Verfahren mit zwischengeschalteter Kühlung durchgeführt.

Je nach Aufbereitungsmethode gelangt das Reingas mit unterschiedlichen Eigenschaften zur Verdichtungsstation. Die Ausgangsparameter sind die Temperatur und die relative Feuchte, welche in Tabelle 30 für die Aufbereitungsarten aufgelistet sind.

Die Gleichungen zur Berechnung des Energiebedarfs werden nach Mostbauer et al. (2008) folgend dargestellt:

| Vorgang | Formel | Verwendete Gasparameter etc. |
|---------------------------------------|--|--|
| Kühlung | $Y_K = \eta_{EFF} * [(T_A - T_E) * c_p + H_{H_2O} * m_{H_2O}]$ <p>wobei $T = T_E - 273,15$</p> $m_{H_2O} = p_{H_2O} * (f + p_{H_2O}) / f^2$ | $H_{H_2O} = 40680$ $\eta_{EFF} = 0,75$ $f = 1013$ |
| Temperaturerhöhung durch Verdichtung | $\frac{T_1}{T_2} = \left[\frac{p_1}{p_2} \right]^{\frac{(ISE-1)}{ISE}}$ | $ISE = 1,304$ (für CH_4) $ISE = 1,346$ (für 50 Vol% CH_4 und 50 Vol% N_2) |
| Energiebedarf Verdichtung theoretisch | $W_V = C_p * (T_2 - T_1)$ | $C_p = 35,7$ J/K/Mol (für CH_4) $C_p = 29,0$ J/K/Mol (für N_2) |
| Energiebedarf Verdichtung praktisch | $Y_V = 1,45 * W_V$ | |

- Y_K Zur Kühlung benötigte Energie (J / Mol)
 η_{EFF} Effektiver Wirkungsgrad des Kühlaggregates
 T_A Ausgangstemperatur vor Kühlung ($^{\circ}K$)
 T_E Endtemperatur nach Kühlung ($^{\circ}K$)
 T Taupunkt ($^{\circ}C$)
 c_p Wärmekapazität des Gases (J / K / Mol)

| | |
|------------|---|
| H_{H_2O} | Verdampfungsenthalpie von Wasser (J / Mol) |
| m_{H_2O} | Wassermenge in Mol, bezogen auf die Gasmenge in Mol (Mol / Mol) |
| p_{H_2O} | Dampfdruck von Wasser (mbar) |
| f | Umrechnungsfaktor: 1013 (atm / mbar) für unterschiedliche Druckeinheiten |
| T_1 | Temperatur vor der Verdichtung ($^{\circ}K$) |
| T_2 | Temperatur nach der Verdichtung ($^{\circ}K$) |
| p_1 | Druck vor der Verdichtung ($^{\circ}K$) |
| p_2 | Druck nach der Verdichtung ($^{\circ}K$) |
| ISE | Isentropenexponent von CH_4 bzw. CH_4-N_2 -Gemischen (dimensionslos) |
| W_V | Spezifischer Energiebedarf für einen Verdichtungsschritt, theoretisch (J / Mol) |
| Y_V | Spezifischer Energiebedarf für einen Verdichtungsschritt, praktisch (J / Mol) |

Für die DWW und das Membranverfahren wird angenommen, dass das Reingas schon mit dem erforderlichen Druck von 6 bar aus der Aufbereitung kommt. Es entfällt somit der Energieaufwand der Verdichtung auf diese Druckstufe. Beim Membranverfahren wird zusätzlich eine Trocknung in der Aufbereitungsanlage angenommen.

Die erste Verdichtungsstufe für den Enddruck von 70 bar wird mit 16 bar angenommen, wobei eine Kühlung bzw. Trocknung auf $10^{\circ}C$ vor der endgültigen Verdichtung zwischengeschaltet wird. Für alle Verfahren gilt, dass das Reingas vor Beginn der Verdichtungsarbeit auf $3^{\circ}C$ gekühlt bzw. getrocknet wird.

Die Verdichtung auf 70 bar nach der DWA umfasst folgende Arbeitsschritte:

- Kühlung/Trocknung auf den Taupunkt $T = 3^{\circ}C$
- Verdichtung auf 16bar
- Kühlung/Trocknung auf den Taupunkt $T = 10^{\circ}C$
- Verdichtung auf 70 bar
- Kühlung/Trocknung auf den Taupunkt $T = 3^{\circ}C$

Der berechnete Energieaufwand für die unterschiedlichen Verfahren wird in Tabelle 30 dargestellt.

| Verfahren | Anfangs- temperatur | relative Feuchte | Verdichtung und Trocknung 6bar | Verdichtung und Trocknung 70bar | Taupunkt (End- temperatur) |
|-----------|------------------------|---------------------|-----------------------------------|------------------------------------|-------------------------------|
| | [°C] | (%) | [MJ/Nm ³ Reingas] | [MJ/Nm ³ Reingas] | [°C] |
| DWA | 45 | 100 | 0,62 | 1,33 | 3 |
| DWW | 45 | 100 | 0,17 | 0,76 | 3 |
| MB | 45 | 100 | 0 | 0,59 | 3 |
| BABIU | 70 | 100 | 1,02 | 1,72 | 3 |

Tabelle 30: Annahmen der Reingaseigenschaften nach MOSTBAUER et al. (2008) und Energieaufwand zur Verdichtung und Trocknung nach den Aufbereitungsverfahren

Die Gasdruck – Regel- und Messeinrichtungen werden meist von den Netzbetreibern installiert und betrieben. Es wurden keine Literaturwerte für den spezifischen Energieaufwand gefunden. In dieser Arbeit wird von einem gegenüber der Verdichtung vernachlässigbaren Wert ausgegangen.

D.5.7 Gastransport (Gasverluste im Österreichischen Gasnetz)

Der Gasfluss in den Pipelines wird durch die höheren Druckverhältnisse am Einspeisepunkt gegenüber dem Verbrauchspunkt sichergestellt. Dazu ist kein zusätzlicher Energieaufwand notwendig.

Die Treibhausgasemissionen aus dem Gastransport leiten sich von den Methanverlusten auf Grund undichter Leitungen oder Absperreinrichtungen im Gasnetz ab. Für diese Arbeit wird auf die Daten von FAIST EMMENEGGER et al. (2007) zurückgegriffen. Es werden 0,23% Verluste aus dem gesamten Gasnetz angegeben, wobei 0,03% auf die Hoch- und Mitteldruckstufe entfallen. Somit kommen von 100m³ nach Abzug der Verluste 99,77m³ Reingas in der Energieumwandlung an.

D.5.8 Energieumwandlung

Die Energieumwandlung findet für die berechneten Szenarien in einer 15 MW Kraft-Wärme-Kopplungskraftwerk statt. ASUE (2005) gibt für ein Kraftwerk dieser Art einen elektrischen Wirkungsgrad von 0,46 und einen thermischen Wirkungsgrad von 0,49 an. Dieser Gesamtwirkungsgrad von 0,95 spiegelt den Stand der Technik wieder.

Der Eigenstromverbrauch ist im Gesamtwirkungsgrad enthalten (FAIST EMMENEGGER, 2007).

Die aus der Verbrennung des Gases resultierenden Emissionen bestehen zum Großteil aus Kohlendioxid. Methanemissionen entstehen vor allem durch den „Gas-schlupf“, d.h. das Gas durchläuft den Verbrennungskessel ohne verbrannt zu werden.

Der Emissionsfaktor für Kohlendioxid beträgt laut UBA (2007) für Heizkraftwerke <50 MW thermisch 55400 mg CO₂ pro MJ Energieinput.

Für die spezifischen Methan- und Lachgasemissionen werden die Emissionsfaktoren aus FAIST EMMENEGGER (2007) verwendet, welche 1mg CH₄ bzw. N₂O / MJ Energieinput angibt.

| Emissionen | CO ₂ | CH ₄ | N ₂ O |
|-------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| | [g/Nm ³ Reingas] | [g/Nm ³ Reingas] | [g/Nm ³ Reingas] |
| Energieumwandlung | 1420 | 0,026 | 0,026 |

Tabelle 31: Emissionsfaktoren Energieumwandlung

D.5.9 Sachbilanz Strommix zur Deckung des elektrischen Energieaufwandes

Der elektrische Energiebedarf wird in allen Szenarien mit Strom aus Österreich gedeckt. Zur Berechnung der Emissionen aus den Vorketten der Strombereitstellung wird ein ecoinvent-Datensatz nach Frischknecht et al. verwendet. Dieser enthält einen speziell für Österreich geltenden Strommix. Basierend auf der Betriebsstatistik 2004 des Bundeslastverteilers (e-control) wird die Stromproduktion der öffentlichen und privaten Kraftwerke Kraftwerke berücksichtigt.

Der Strommix spiegelt die Herkunft des Stromes, d. h. die Rohstoffe aus welchen er erzeugt wurde, wieder. In Österreich werden fast 50% des Stromes durch die Nutzung Wasserkraft erzeugt, was sich positiv auf die Emissionsfaktoren niederschlägt. Tabelle 32 stellt die Anteile des Strommixes bezüglich des Kraftwerkstyps in Österreich und der Importanteile aus dem Ausland dar.

| Herkunft | Anteil [%] |
|------------------------------|------------|
| Steinkohle | 8,5 |
| Braunkohle | 1,3 |
| Erdöl | 2,2 |
| Erdgas | 13,2 |
| Industriegas | 1,4 |
| Wasserkraft (inkl. Speicher) | 49,5 |
| Wind | 1,3 |
| restl. Erneuerbare Energie | 1,1 |
| Import Deutschland | 11,8 |
| Import Tschechien | 8,1 |
| Import andere | 1,6 |

Tabelle 32: Zusammensetzung des österreichischen Strommixes (FRISCHKNECHT et al., 2007)

In der Tabelle 33 werden die Emissionsfaktoren, zur Berechnung der Treibhausgasemissionen aus dem elektrischen Energieverbrauch, angegeben. Unter Rest werden die sonstigen klimarelevanten Emissionen zusammengefasst, dies gilt auch für die nachfolgenden Tabellen und Abbildungen (vgl. Kapitel D.2.3).

| klimarelevantes Gas | | Emissionsfaktor |
|---------------------|-----------------------------|-----------------|
| Kohlendioxid | [mg/MJ] | 76,13 |
| Lachgas | [mg/MJ] | 0,002 |
| Methan | [mg/MJ] | 0,19 |
| Rest | [mg CO ₂ äqu/MJ] | 0,02 |
| Summe | [mg CO ₂ äqu/MJ] | 81,44 |

Tabelle 33: Emissionsfaktoren elektrischer Energieverbrauch Strommix Österreich bezogen auf 1 MJ elektrische Energie

D.5.10 Sachbilanz Diesel

Die Emissionen aus den Vorketten zur Bereitstellung von Diesel für den Verbrauch werden in GaBi mittels ecoinvent-Datensatz basierend auf JUNGBLUTH (2007), berechnet.

Zu den Vorketten zählen folgende Prozesse:

- Exploration
- Förderung
- Rohöl-Ferntransport
- Raffinerie
- Produktimport und Regionalverteilung.

Die daraus resultierenden Emissionsfaktoren werden die Tabelle dargestellt.

| Klimarelevantes Gas | | Emissionsfaktor |
|---------------------|--------------------------|-----------------|
| Kohlendioxid | [kg] | 41,82 |
| Lachgas | [kg] | 0,001 |
| Methan | [kg] | 0,30 |
| Rest | [kg CO ₂ äqu] | 0,00006 |
| Summe | [kg CO ₂ äqu] | 49,68 |

Tabelle 34: Emissionsfaktoren Diesel ab Regionallager bezogen auf 100 Liter Diesel

D.5.11 Sachbilanz des Referenzszenarios Erdgas an Energieumwandlung

Die Emissionen aus den Vorketten der Erdgasexploration, -förderung, -aufbereitung und des Erdgastransportes bis nach Österreich werden mittels Datensätzen der ecoinvent-Datenbank berechnet, welche auf FAIST EMMENEGGER (2007) basieren. Österreich ist ein Erdgasimportland, wobei der Großteil des Gases aus Russland bezogen wird. Tabelle 35 veranschaulicht die Zusammensetzung des österreichischen Erdgases in Bezug auf seine Herkunft (FAIST EMMENEGGER, 2007).

| Herkunftsland | Anteil [%] |
|---------------|------------|
| Russland | 87 |
| Norwegen | 8 |
| Deutschland | 5 |

Tabelle 35: Zusammensetzung der österreichischen Erdgaslieferung

Die zur Berechnung der Treibhausgasemissionen verwendeten Emissionsfaktoren werden in Tabelle 36 dargestellt.

| klimarelevante Gase | | Emissionsfaktor |
|---------------------|---|-----------------|
| Kohlendioxid | [g/m ³] | 453,54 |
| Lachgas | [g/m ³] | 0,01 |
| Methan | [g/m ³] | 12,50 |
| Rest | [g CO ₂ äqu/m ³] | 0,94 |
| Summe | [g CO ₂ äqu/m ³] | 769,11 |

Tabelle 36: Emissionsfaktoren für Vorketten aus der Erdgasbereitstellung bezogen auf 1 m³ Erdgas

D.6 Darstellung der Ergebnisse aus der berechneten Klimabilanz

Die Berechnung der Ergebnisse, mittels der im Kapitel Sachbilanz beschriebenen Parameter, erfolgt nach den Zieldefinitionen in Kapitel B. Zusätzlich werden die Ergebnisse der einzelnen Teilprozesse dargestellt.

Sämtliche Tabellenwerte und Datengrundlagen der Diagramme sind auf die funktionelle Einheit von 100m³ Reingas aus der Aufbereitungsstufe bezogen.

D.6.1 Gegenüberstellung der Szenarien

In den folgenden Kapiteln werden die Ergebnisse der berechneten Szenarien miteinander verglichen und Schlussfolgerungen auf Grund der Zielsetzung dieser Arbeit gezogen.

D.6.1.1 Vergleich der Treibhausgasemissionen aus den Szenarien

Um das „klimafreundlichste“ Szenario zu identifizieren ist ein Vergleich aller berechneten Szenarien notwendig.

Bei Betrachtung von Abbildung 20 können die BABIU-Szenarien auch unter der Annahme eines überregionalen Schlacketransportes als die Szenarien mit den geringsten klimarelevanten Emissionen identifiziert werden (vgl. Tabelle 42). Dies ist nur auf Grund mit der als Senke fungierenden MVA-Schlacke, welche die Fixierung des Kohlendioxids bewirkt, möglich. Leider stehen noch keine großtechnischen Pilotanlagen in Betrieb, um diese Aussage dezidiert unterstützen zu können.

Von den am häufigsten in der Praxis umgesetzten Aufbereitungsszenarien (DWA und DWW) sind die DWW-Szenarien mit geringeren Treibhausgasemissionen behaftet als die DWA-Szenarien.

Das Membranverfahren befindet sich erst im Pilotstadium. Die Verwendung der wenigen vorhandenen Literaturdaten zur Berechnung der Sachbilanz ergibt im Vergleich zu den anderen Aufbereitungsverfahren die größten Treibhausgasemissionen. Zu neuen Ansätzen wie der „Lösung Bruck an der Leitha“, welche durch eine Mit-

verbrennung des Permeats die Methanverluste minimiert, fehlen noch die Publikationen. Es lassen sich somit für die Zukunft bessere Klimabilanzergebnisse erwarten.

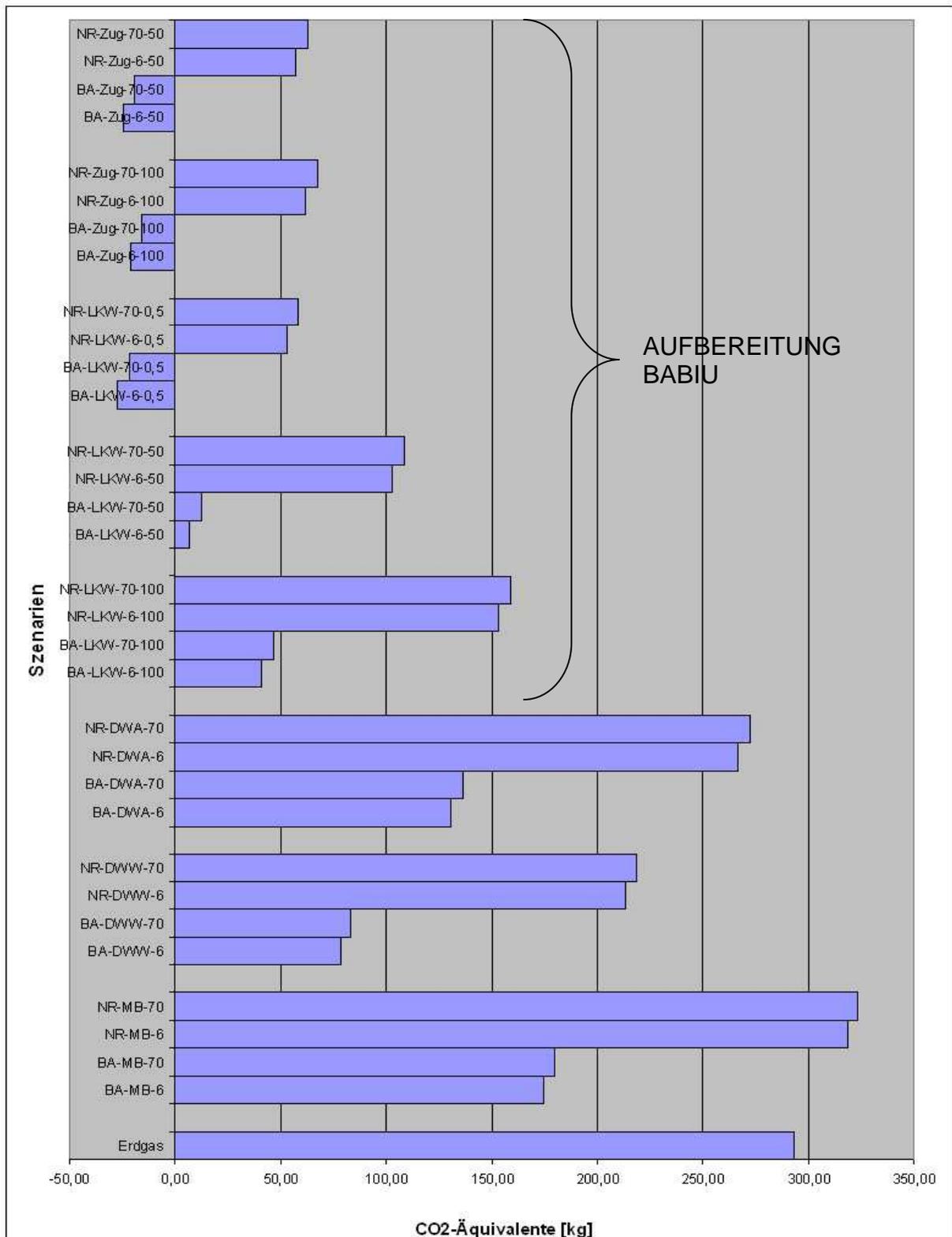


Abbildung 20: Gegenüberstellung aller berechneten Szenarien in CO₂-Äquivalenten bezogen auf die funktionelle Einheit

Die Energieproduktion aus dem Biogas einer Bioabfall-Vergärungsanlage hat trotz des großen Energieaufwandes für die Bioabfallaufbereitung weitaus geringere Mengen an CO₂-Äquivalenten zur Folge als eine Energieumwandlung aus NaWaRo-Biogas. Dies sollte ein Anreiz sein, die Bioabfallsammlung und anschließende Vergärung aus Sicht der Klimarelevanz weiter auszubauen und die Nutzung von Biogas aus Abfällen stärker zu fördern als NaWaRo-Biogasanlagen.

In Abbildung 21 werden ausgewählte Szenarien der Verdichtungsstufe 6 bar dem Referenzszenario „Erdgas“ gegenübergestellt. Dabei erkennt man, dass fast alle Biogasszenarien mit Ausnahme des NaWaRo-Membran-Szenarios weniger klimarelevante Emissionen verursachen als die Energieumwandlung von Erdgas.

Diese Einsparung an Treibhausgas-Emissionen fällt bei manchen Szenarien (NR-DWW-6, NR-DWA-6, NR-MB-6) so gering aus, dass der ökonomische Aufwand der Errichtung und des Betriebes von NaWaRo-Biogasanlagen zur Aufbereitung von Biogas keinen adäquaten ökologischen Nutzen mit sich bringt. Die klimarelevanten Emissionen aus dem besten „herkömmlichen“ NaWaRo-Aufbereitungsszenario (NR-DWW-6) sind um nur 23% geringer als jene aus dem Referenzszenario.

Beim Bioabfall-BABIU-Szenario werden 8% der Treibhausgasemissionen bezogen auf die Emissionen des Erdgasszenarios an die Schlacke gebunden und somit dem Kohlenstoffkreislauf für lange Zeit entzogen.

Das Einsparungspotential vom Bioabfall-DWW-Szenario beträgt immerhin noch 63 Prozent.

Diese Abbildung widerlegt auch den Zusammenhang zwischen dem Begriff „CO₂-neutral“ und Energie aus Biogas, da der gesamte Herstellungsprozess alles andere als CO₂-neutral ist. Der Zusammenhang würde nur für einen Teil der BABIU-Szenarien zutreffen. Diese Erkenntnis beschreibt auch schon ZAH et al. (2007) der für ein Aufbereitungsszenario mit dem Substratinput von Gülle und Kosubstrat auf einen Anteil von 75% der Emissionen aus dem Erdgasszenario angibt.

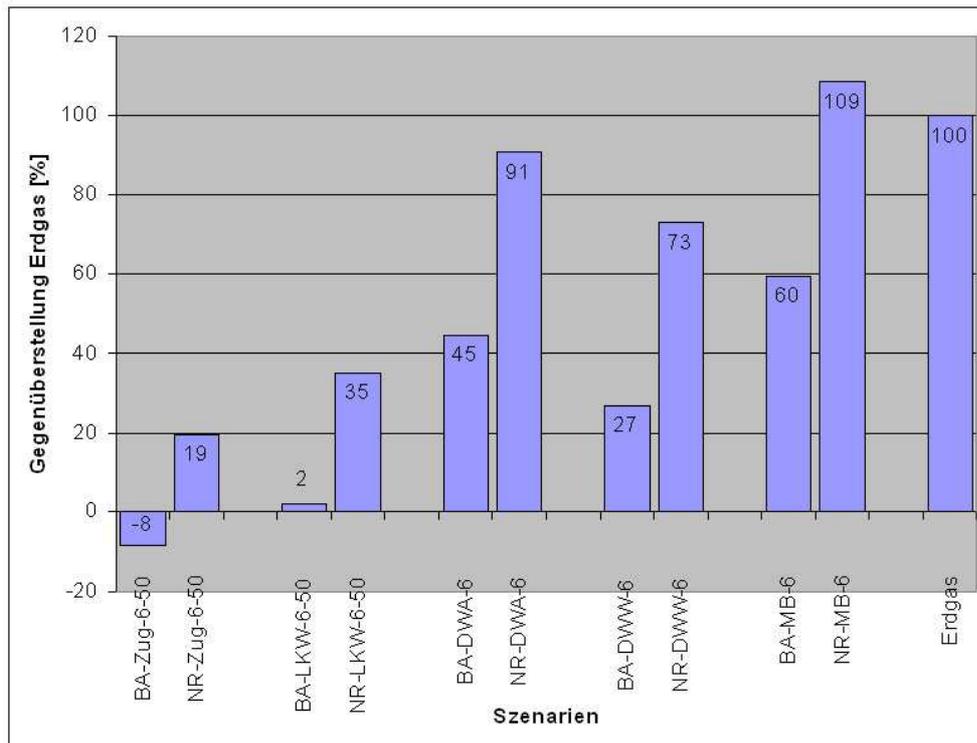


Abbildung 21: Gegenüberstellung der Aufbereitungsszenarien (6 bar) mit dem Referenzszenario in Prozent des Erdgas-Szenarios

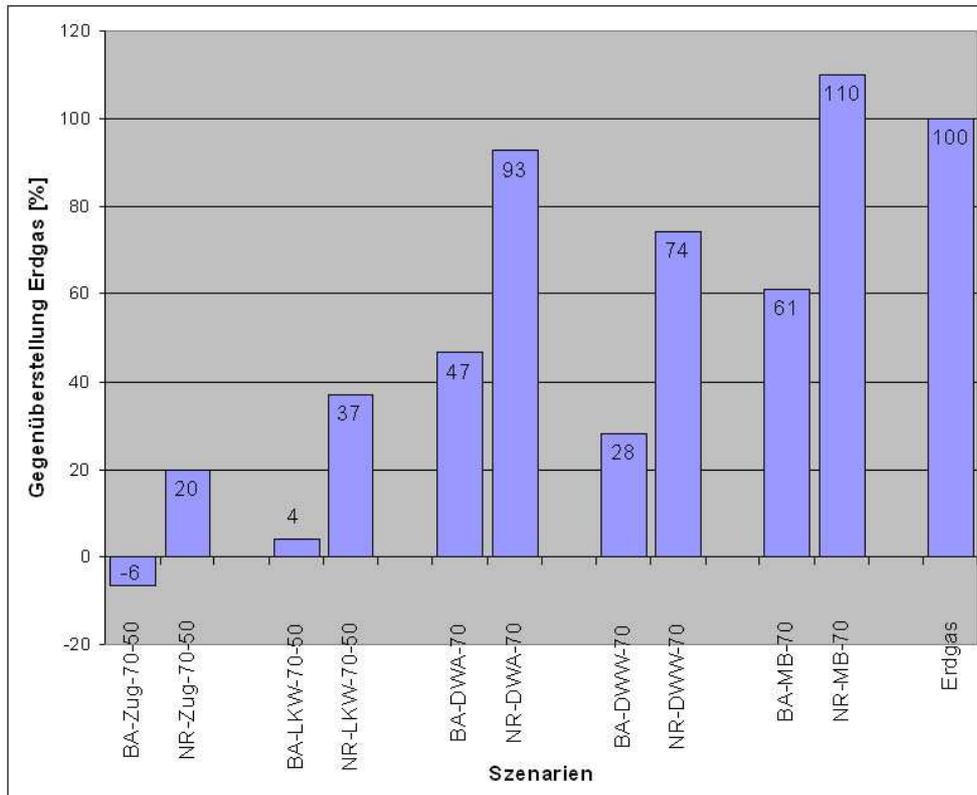


Abbildung 22: Gegenüberstellung der Aufbereitungsszenarien (70 bar) mit dem Referenzszenario in Prozent des Erdgas-Szenarios

D.6.1.2 Zusammensetzung der Emissionen aus den Teilprozessen

Abbildung 23 und Abbildung 24 veranschaulichen die Anteile der klimarelevanten Emissionen aus den Teilprozessen der Szenarien. Die Gutschrift für die CO₂-Fixierung beim BABIU-Verfahren wird in beiden Abbildungen negativ dargestellt.

Die hohen Emissionen aus der Energieumwandlung von Erdgas basieren auf dessen fossilen Ursprung. Effektiv entstehen bei allen Szenarien die gleichen Emissionen aus der Energieumwandlung. Dem Kohlendioxid aus der Verbrennung des aufbereiteten Biogases werden keine Treibhauseffekt fördernden Auswirkungen angerechnet (vgl. Kapitel A), weshalb diese in den Abbildungen, die die Gesamtemissionen darstellen sowie in Abbildung 23 nicht vorkommen.

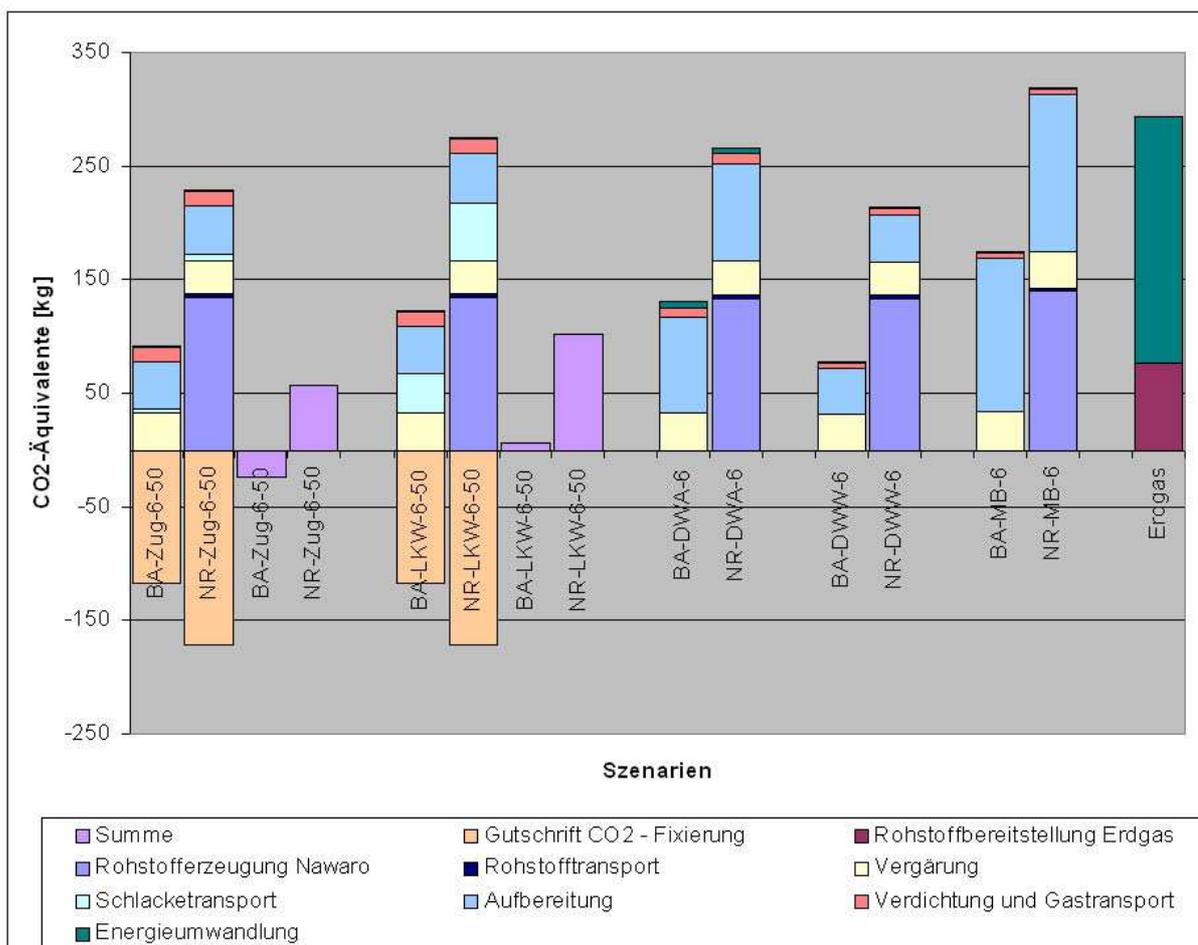


Abbildung 23: Zusammensetzung der Emissionsanteile aus den Teilprozessen in CO₂-Äquivalenten bezogen auf die funktionelle Einheit

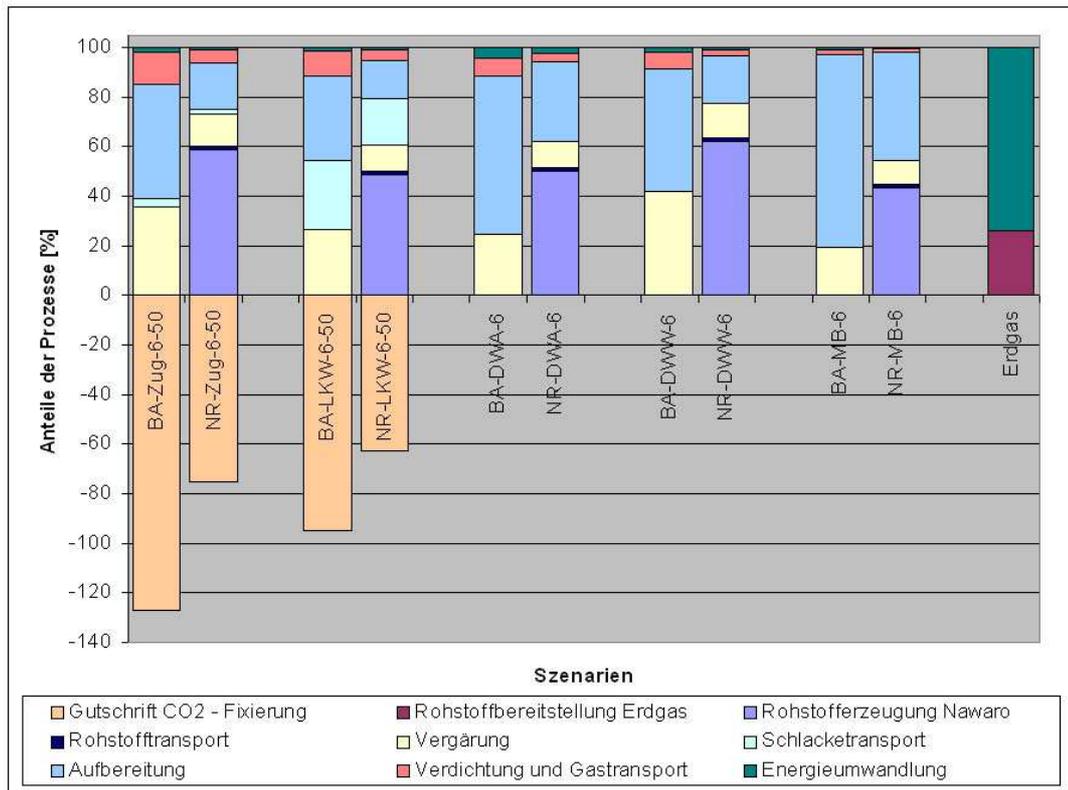


Abbildung 24: Relative Zusammensetzung der Emissionsanteile aus den Teilprozessen in Prozent der Gesamtemissionen

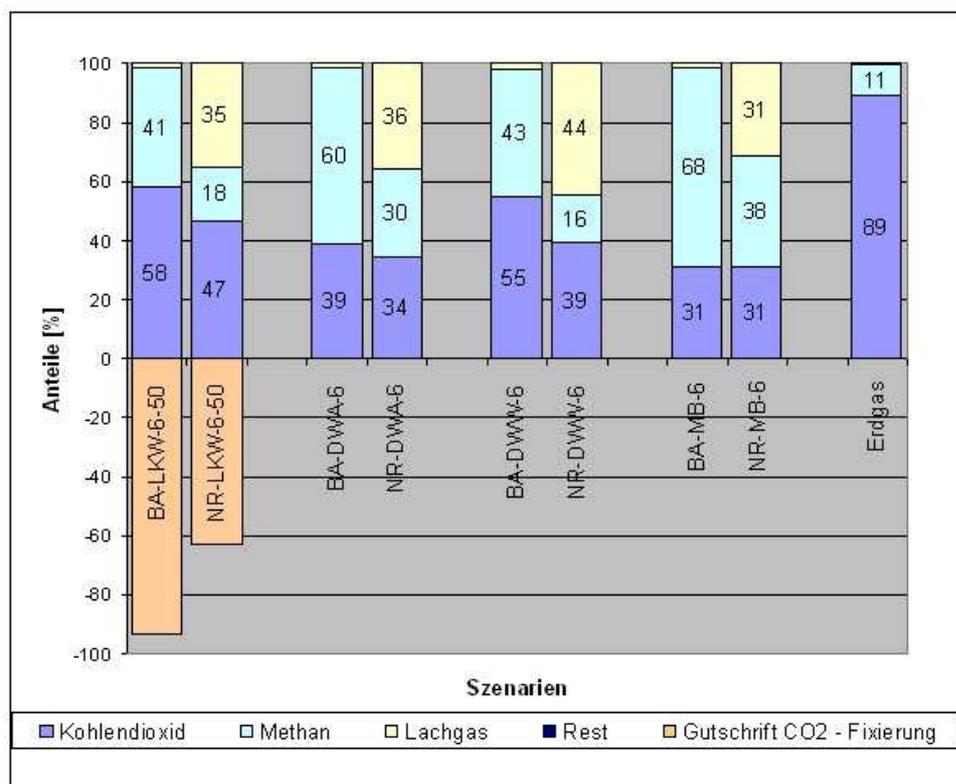


Abbildung 25: Relative Anteile der Treibhausgasemissionen in CO₂-Äquivalenten

| Szenario | Rohstoffbereitstellung | Rohstofftransport | Vergärung | Schlacketransport | Aufbereitung | Verdichtung und Gastransport | Energieumwandlung | CO ₂ -Fixierung in der Schlacke | Klimarelevante Emissionen |
|---------------|------------------------|-------------------|-----------|-------------------|--------------|------------------------------|-------------------|--|---------------------------|
| BA-Zug-6-50 | | | 32,9 | 3,2 | 42,5 | 12,3 | 1,3 | -116,9 | -24,7 |
| BA-Zug-6-100 | | | 32,9 | 6,5 | 42,5 | 12,3 | 1,3 | -116,9 | -21,4 |
| BA-LKW-6-0,5 | | | 32,9 | 0,3 | 42,5 | 12,3 | 1,3 | -116,9 | -27,6 |
| BA-LKW-6-50 | | | 32,9 | 34,3 | 42,5 | 12,3 | 1,3 | -116,9 | 6,4 |
| BA-LKW-6-100 | | | 32,9 | 68,7 | 42,5 | 12,3 | 1,3 | -116,9 | 40,8 |
| BA-Zug-70-50 | | | 32,9 | 3,2 | 42,5 | 18,0 | 1,3 | -116,9 | -18,9 |
| BA-Zug-70-100 | | | 32,9 | 6,5 | 42,5 | 18,0 | 1,3 | -116,9 | -15,7 |
| BA-LKW-70-0,5 | | | 32,9 | 0,3 | 42,5 | 18,0 | 1,3 | -116,9 | -21,8 |
| BA-LKW-70-50 | | | 32,9 | 34,3 | 42,5 | 18,0 | 1,3 | -116,9 | 12,1 |
| BA-LKW-70-100 | | | 32,9 | 68,7 | 42,5 | 18,0 | 1,3 | -116,9 | 46,5 |
| BA-DWA-6 | | | 32,8 | | 83,6 | 9,1 | 5,6 | | |
| BA-DWA-70 | | | 32,8 | | 83,6 | 14,8 | 5,6 | | |
| BA-DWW-6 | | | 32,7 | | 39,0 | 5,4 | 1,3 | | |
| BA-DWW-70 | | | 32,7 | | 39,0 | 10,2 | 1,3 | | |
| BA-MB-6 | | | 34,2 | | 135,2 | 4,0 | 1,3 | | |
| BA-MB-70 | | | 34,2 | | 135,2 | 8,8 | 1,3 | | |
| NR-Zug-6-50 | 134,4 | 3,3 | 29,6 | 4,8 | 43,2 | 12,3 | 1,3 | -171,7 | 57,1 |
| NR-Zug-6-100 | 134,4 | 3,3 | 29,6 | 9,5 | 43,2 | 12,3 | 1,3 | -171,7 | 61,9 |
| NR-LKW-6-0,5 | 134,4 | 3,3 | 29,6 | 0,5 | 43,2 | 12,3 | 1,3 | -171,7 | 52,9 |
| NR-LKW-6-50 | 134,4 | 3,3 | 29,6 | 50,4 | 43,2 | 12,3 | 1,3 | -171,7 | 102,8 |
| NR-LKW-6-100 | 134,4 | 3,3 | 29,6 | 100,8 | 43,2 | 12,3 | 1,3 | -171,7 | 153,2 |
| NR-Zug-70-50 | 134,4 | 3,3 | 29,6 | 4,8 | 43,2 | 18,0 | 1,3 | -171,7 | 62,8 |
| NR-Zug-70-100 | 134,4 | 3,3 | 29,6 | 9,5 | 43,2 | 18,0 | 1,3 | -171,7 | 67,6 |
| NR-LKW-70-0,5 | 134,4 | 3,3 | 29,6 | 0,5 | 43,2 | 18,0 | 1,3 | -171,7 | 58,6 |
| NR-LKW-70-50 | 134,4 | 3,3 | 29,6 | 50,4 | 43,2 | 18,0 | 1,3 | -171,7 | 108,5 |
| NR-LKW-70-100 | 134,4 | 3,3 | 29,6 | 100,8 | 43,2 | 18,0 | 1,3 | -171,7 | 158,9 |
| NR-DWA-6 | 133,9 | 3,3 | 29,5 | | 85,3 | 9,1 | 5,6 | | |
| NR-DWA-70 | 133,9 | 3,3 | 29,5 | | 85,3 | 14,8 | 5,6 | | |
| NR-DWW-6 | 133,3 | 3,3 | 29,4 | | 41,3 | 5,4 | 1,3 | | |
| NR-DWW-70 | 133,3 | 3,3 | 29,4 | | 41,3 | 10,2 | 1,3 | | |
| NR-MB-6 | 139,7 | 3,4 | 30,8 | | 139,6 | 4,0 | 1,3 | | |
| NR-MB-70 | 139,7 | 3,4 | 30,8 | | 139,6 | 8,8 | 1,3 | | |
| Erdgas | 76,7 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 216,8 | | |

Tabelle 37: Emissionen aus den Teilprozessen der Szenarien in CO₂-Äquivalenten bezogen auf die funktionelle Einheit

| Szenario | Kohlendioxid | Methan | Lachgas | Rest | CO ₂ - Fixierung in der Schlacke |
|---------------|--------------|--------|---------|-------|---|
| BA-Zug-6-50 | 46,0 | 52,1 | 1,8 | 0,012 | 126,8 |
| BA-Zug-6-100 | 47,7 | 50,6 | 1,8 | 0,012 | 122,4 |
| BA-LKW-6-0,5 | 44,5 | 53,6 | 1,8 | 0,011 | 130,9 |
| BA-LKW-6-50 | 59,1 | 39,5 | 1,4 | 0,014 | 94,8 |
| BA-LKW-6-100 | 67,4 | 31,5 | 1,1 | 0,016 | 74,2 |
| BA-Zug-70-50 | 48,8 | 49,4 | 1,7 | 0,012 | 119,3 |
| BA-Zug-70-100 | 50,3 | 48,0 | 1,7 | 0,013 | 115,5 |
| BA-LKW-70-0,5 | 47,5 | 50,7 | 1,8 | 0,012 | 123,0 |
| BA-LKW-70-50 | 60,6 | 38,0 | 1,3 | 0,015 | 90,6 |
| BA-LKW-70-100 | 68,3 | 30,6 | 1,1 | 0,016 | 71,6 |
| BA-DWA-6 | 38,7 | 60,1 | 1,3 | 0,010 | |
| BA-DWA-70 | 40,9 | 57,8 | 1,3 | 0,010 | |
| BA-DWW-6 | 55,0 | 42,9 | 2,1 | 0,012 | |
| BA-DWW-70 | 58,1 | 39,9 | 2,0 | 0,013 | |
| BA-MB-6 | 31,1 | 67,9 | 1,0 | 0,007 | |
| BA-MB-70 | 32,7 | 66,3 | 1,0 | 0,007 | |
| NR-Zug-6-50 | 36,7 | 21,4 | 41,9 | 0,063 | 75,0 |
| NR-Zug-6-100 | 37,8 | 21,1 | 41,0 | 0,062 | 73,5 |
| NR-LKW-6-0,5 | 35,6 | 21,7 | 42,6 | 0,064 | 76,5 |
| NR-LKW-6-50 | 46,8 | 18,2 | 34,9 | 0,056 | 62,6 |
| NR-LKW-6-100 | 54,7 | 15,8 | 29,5 | 0,051 | 52,8 |
| NR-Zug-70-50 | 38,1 | 21,0 | 40,8 | 0,062 | 73,2 |
| NR-Zug-70-100 | 39,2 | 20,7 | 40,0 | 0,061 | 71,7 |
| NR-LKW-70-0,5 | 37,0 | 21,3 | 41,6 | 0,063 | 74,6 |
| NR-LKW-70-50 | 47,8 | 18,0 | 34,2 | 0,055 | 61,3 |
| NR-LKW-70-100 | 55,4 | 15,6 | 29,0 | 0,050 | 51,9 |
| NR-DWA-6 | 34,3 | 29,8 | 35,8 | 0,054 | |
| NR-DWA-70 | 35,6 | 29,3 | 35,1 | 0,054 | |
| NR-DWW-6 | 39,4 | 16,1 | 44,4 | 0,066 | |
| NR-DWW-70 | 43,3 | 16,1 | 47,3 | 0,069 | |
| NR-MB-6 | 31,2 | 37,6 | 31,2 | 0,047 | |
| NR-MB-70 | 32,1 | 37,1 | 30,8 | 0,047 | |
| Erdgas | 88,8 | 10,7 | 0,5 | 0,032 | |

Tabelle 38: Relative Anteile der Treibhausgasemissionen in Prozent

Durch eine Analyse der oben angeführten Tabellen und Abbildungen können die relevanten Emissionsquellen („Hot-Spots“) identifiziert werden.

Bei den NaWaRo-Szenarien stammt der Hauptanteil der CO₂-Äquivalente aus den Lachgasemissionen der Rohstoffherzeugung. Der Anteil der Rohstoffherzeugung an den Gesamtemissionen liegt für die betrachteten Szenarien zwischen 41 (NR-LKW-70-100) und 62 Prozent (NR-DWW-6). Daneben ist die Aufbereitung der zweitgrößte Emittent und liegt zwischen 13 (NR-LKW-70-100) und 44 Prozent (NR-MB-6). Die geringen Anteile dieser Teilprozesse beim NR-LKW-70-100-Szenario erklären sich dadurch, dass 35% der Emissionen aus dem Schlacketransport stammen. Der Einfluss des Schlacketransportes wird in Kapitel D.6.1.3 behandelt.

Die klimarelevanten Emissionen aus den Bioabfall-Szenarien setzen sich fast ausschließlich aus Methan und Kohlendioxid zusammen. Die emittierten Treibhausgase stammen, neben den Emissionen aus dem Schlacketransport bei den BABIU-Szenarien, aus der Vergärung und der Biogasaufbereitung. Der Anteil der Emissionen aus der Aufbereitung beträgt auf Grund der fehlenden Substratvorketten 26 (BA-LKW-70-100) und 77 Prozent (BA-MB-6).

Die Vergärung hat bei beiden Inputvarianten geringere Auswirkungen auf den Treibhauseffekt als die Aufbereitung. Die Anteile betragen 9 (NR-LKW-70-100) bis 14 Prozent (NR-DWW-6) bei den NaWaRo-Szenarien und 20 (BA-LKW-70-100) bis 42 (BA-DWW-6) bei den Bioabfall-Szenarien.

Betrachtet man die Herkunft der unterschiedlichen klimarelevanten Gase näher, kann man die Kohlendioxidemissionen hauptsächlich den Vorketten der Strombereitstellung und dem Dieserverbrauch der Transportprozesse zuordnen.

Die anfallenden Methanemissionen können bei den NaWaRo- und Bioabfall-Szenarien fast zur Gänze den Verlusten aus der Aufbereitungsstufe zugeordnet werden. Ein geringer Teil stammt aus den Methanverlusten beim Gastransport zur Energieumwandlung und aus der Energieumwandlung selbst. Als Beispiel kann hier das Membranverfahren genannt werden, dessen hoher Emissionsanteil aus der Aufbereitung sich durch die angenommenen Methanverluste von 6% begründet.

D.6.1.3 Einfluss des Schlacketransports beim BABIU-Verfahren

Abbildung 26 stellt den Zusammenhang zwischen den Emissionen und der Transportdistanz der MVA-Schlacke bei den BABIU-Szenarien dar.

Die etwas größere Steigung der Gerade beim NaWaRo-Szenario im Vergleich zum Bioabfall-Szenario lässt sich auf den geringeren Methangehalt (vgl. Tabelle 11 und Tabelle 13) im Rohgas und die dadurch erforderliche größere Schlackemenge zurückführen.

Das Referenzszenario und zwei DWW-Szenarien sind durch horizontale Geraden im Diagramm eingezeichnet.

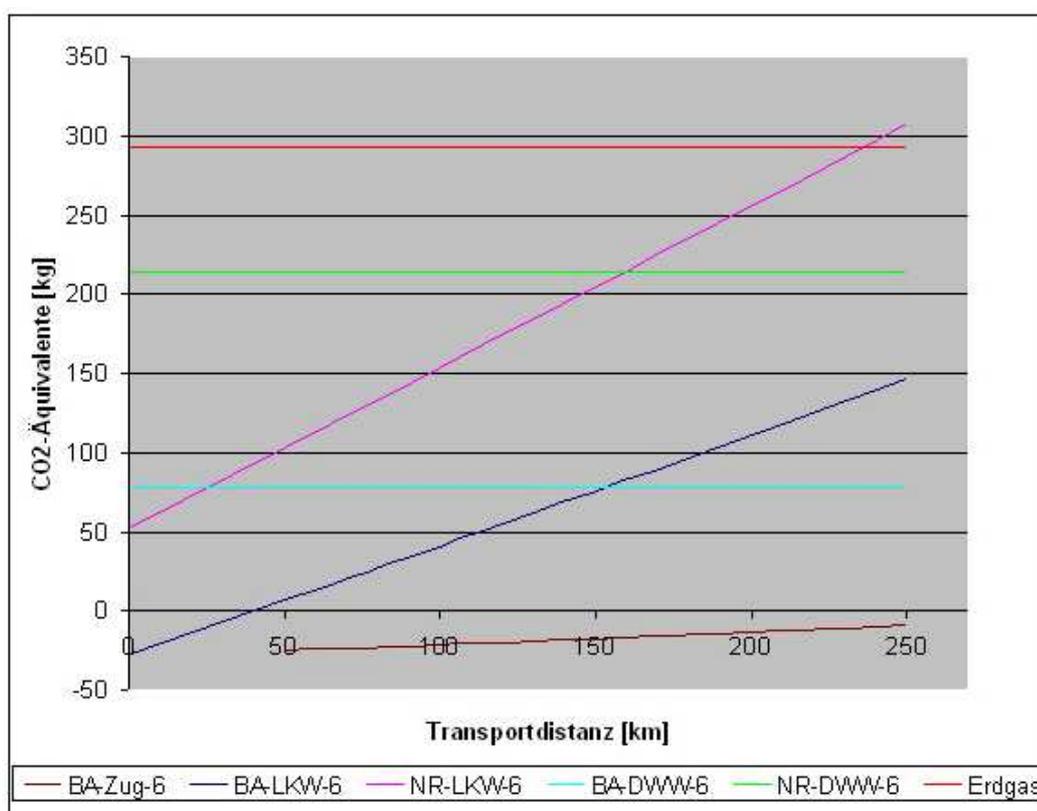


Abbildung 26: Abhängigkeit der BABIU-Emissionen von der Transportdistanz

Durch eine Verschneidung der BABIU-Geraden mit den horizontalen Vergleichsgeraden lassen sich die maximal möglichen Transportdistanzen zur Unterschreitung eines bestimmten, durch andere Szenarien vorgegebenen, Emissionsschwellenwertes berechnen.

Das BABIU-LKW-Szenario kann bis zu einer Transportdistanz von 37,5 km als CO₂-Senke bezeichnet werden. Bei den Eisenbahnszenarien erhöht sich diese Distanz auf fast 400 km.

Um eine schlechtere Klimabilanz als beim DWW-Szenario zu erhalten, müsste die MVA-Schlacke per LKW mindestens 151 km transportiert werden

| BABIU-Szenario | Zielszenario bzw. Ziel | mögl Transportdistanz mit gleichen Treibhausgasemissionen wie das Zielszenario |
|----------------|--------------------------|--|
| | | [km] |
| BA-LKW-6 | CO ₂ -neutral | 37,5 |
| BA-LKW-6 | BA-DWW-6 | 151,6 |
| BA-LKW-6 | Erdgas | 465,2 |
| NR-LKW-6 | Erdgas | 236,9 |
| BABIU-BA-Zug-6 | CO ₂ -neutral | 397,2 |

Tabelle 39: Beispiele für mögliche Transportdistanzen im Vergleich mit anderen Aufbereitungsszenarien

D.6.2 Ergebnisse der Teilprozesse

Aus der Multiplikation der Emissionsfaktoren aus Kapitel D.5 mit den für die Produktion erforderlichen Stoffmengen ergeben sich die Resultate der Teilprozesse. Die Stoffflüsse für alle Szenarien sind im Anhang in den Stoffflussdiagrammen enthalten.

D.6.2.1 Emissionen aus der Rohstoffherstellung für die NaWaRo-Biogasanlage

Die Emissionen aus dem Pflanzenanbau hängen nur mit der erforderlichen Substratmenge zusammen. Der Unterschied zwischen der Substratmenge des BABIU, MB und DWW-Verfahrens ist auf die Methanverluste in der Aufbereitungsanlage zurückzuführen. Auf Grund der Flüssiggasdosierung entzieht sich das DWA-Verfahren dieser Gesetzmäßigkeit.

| Prozess | DWA | DWW | MB | BABIU |
|--------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|
| | [kg CO ₂ äqu.] |
| Rohstoffherzeugung | 133,93 | 133,28 | 139,66 | 134,37 |
| Rohstofftransport | 3,31 | 3,29 | 3,99 | 3,32 |
| Summe | 137,23 | 136,57 | 143,57 | 137,69 |

Tabelle 40: Emissionen aus der Rohstoffherzeugung und dem Rohstofftransport bezogen auf die funktionelle Einheit

Die stoffliche Zusammensetzung der Emissionen aus der Rohstoffherzeugung für die landwirtschaftliche Biogasanlage ist für alle Aufbereitungsszenarien dieselbe (vgl. Abbildung 27). Der Großteil der Emissionen kann dem Lachgas aus dem Pflanzenanbau zugeordnet werden.

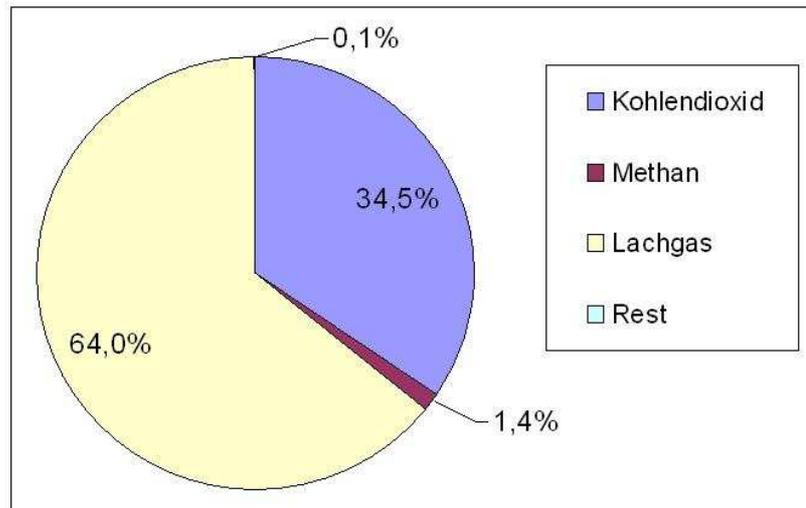


Abbildung 27: Stoffliche Zusammensetzung der Emissionen aus der Rohstoffherstellung

Der Hauptanteil der Emissionen aus dem Rohstofftransport stammt aus dem Verbrennungsvorgang im Dieselmotor, deshalb resultieren auch 97% der Gesamtemissionen aus fossilem CO₂.

D.6.2.2 Emissionen aus der Vergärungsanlage

Die Unterschiede zwischen den Gesamtemissionen aus der Vergärung der unterschiedlichen Substratszenarien sind von den in Kapitel D.5.3 beschriebenen Faktoren (thermischer und elektrischer Energieaufwand, Substratherstellung, Substrattransport) abhängig. Tabelle 42 veranschaulicht die stoffliche Zusammensetzung der Emissionen aus der Vergärungsstufe in Abhängigkeit vom Inputsubstrat. Der hohe Anteil an Lachgas bei der NaWaRo-Vergärungsanlage (vgl. Tabelle 42) st auf den Wärmeenergie-Eigenverbrauch und der dadurch miteinbezogenen Vorkette der Rohstoffherstellung zurückzuführen.

| Substrat | DWA | DWW | MB | BABIU |
|-----------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|
| | [kg CO ₂ äqu.] |
| Bioabfall | 32,83 | 32,67 | 34,23 | 32,93 |
| NaWaRo | 29,54 | 29,40 | 30,81 | 29,64 |

Tabelle 41: Gesamtemissionen aus der Vergärungsanlage abhängig vom Inputsubstrat und dem Aufbereitungsverfahren bezogen auf die funktionelle Einheit

| klimarelevantes Gas | NaWaRo | Bioabfall |
|---------------------|--------|-----------|
| | [%] | [%] |
| Kohlendioxid | 67,8 | 91,9 |
| Methan | 3,5 | 6,8 |
| Lachgas | 28,7 | 1,3 |
| Rest | 0,01 | 0,02 |

Tabelle 42: Stoffliche Anteile der klimarelevanten Emissionen (CO₂-Äquivalente) aus der Vergärungsanlage in Prozent

D.6.2.3 Emissionen aus der Aufbereitungsanlage

Tabelle 43 beinhaltet die Gesamtemissionen aus der Aufbereitungsstufe in Abhängigkeit von den beiden Inputsubstraten.

| Substrat | DWA | DWW | MB | BABIU | |
|-----------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|----------------------------|
| | [kg CO ₂ äqu.] | [kg fix. CO ₂] |
| Bioabfall | 83,62 | 39,01 | 135,23 | 42,50 | -116,89 |
| NaWaRo | 85,29 | 41,25 | 139,57 | 43,17 | -171,69 |

Tabelle 43: Gesamtemissionen aus der Aufbereitungsstufe abhängig vom Inputsubstrat und dem Aufbereitungsverfahren bezogen auf die funktionelle Einheit

Durch die Anwendung des BABIU-Verfahrens für die Biogasaufbereitung erreicht man eine CO₂-Fixierung an der MVA-Schlacke. Das fixierte CO₂ wird in der Klimabilanz von den emittierten Treibhausgasemissionen subtrahiert. Zum besseren Verständnis wird in der letzten Spalte der Tabelle 43 ein Minus als Vorzeichen verwendet.

Die folgenden Tabellen stellen die Zusammensetzung der klimarelevanten Emissionen aus dem Betrieb der vier Aufbereitungsmethoden dar. Der Hauptbestandteil der Emissionen aus den Aufbereitungsszenarien ist Methan, das auf die Methanverluste zurückzuführen ist. Die Kohlendioxidemissionen resultieren hauptsächlich aus den Vorketten der Strombereitstellung zur Deckung des elektrischen Energieverbrauchs.

In Abbildung 28 weicht die Szenarienbezeichnung des BABIU-Verfahrens leicht von der in Kapitel D.4 erläuterten Form ab, da der Schlacketransport für dieses Ergebnis

nicht relevant ist. Beispielhafterweise stellt „BA-BABIU“ nur die Emissionen des Teilprozesses der Aufbereitung von Biogas, welches aus der Bioabfall-Vergärung stammt, mittels BABIU-Verfahren dar.

| klimarelevantes Gas | NaWaRo | Bioabfall |
|---------------------|--------|-----------|
| | [%] | [%] |
| Kohlendioxid | 15,25 | 13,69 |
| Methan | 84,64 | 86,21 |
| Lachgas | 0,11 | 0,09 |
| Rest | 0,006 | 0,006 |

Tabelle 44: Stoffliche Anteile der klimarelevanten Emissionen (CO₂-Äquivalente) aus dem DWA-Verfahren in Prozent

| klimarelevantes Gas | NaWaRo | Bioabfall |
|---------------------|--------|-----------|
| | [%] | [%] |
| Kohlendioxid | 33,56 | 30,12 |
| Methan | 66,17 | 69,64 |
| Lachgas | 0,25 | 0,23 |
| Rest | 0,008 | 0,008 |

Tabelle 45: Stoffliche Anteile der klimarelevanten Emissionen (CO₂-Äquivalente) aus dem DWV-Verfahren in Prozent

| klimarelevantes Gas | NaWaRo | Bioabfall |
|---------------------|--------|-----------|
| | [%] | [%] |
| Kohlendioxid | 19,25 | 16,87 |
| Methan | 80,60 | 83,00 |
| Lachgas | 0,15 | 0,13 |
| Rest | 0,005 | 0,004 |

Tabelle 46: Stoffliche Anteile der klimarelevanten Emissionen (CO₂-Äquivalente) aus dem MB-Verfahren in Prozent

| klimarelevantes Gas | NaWaRo | Bioabfall |
|---------------------|--------|-----------|
| | [%] | [%] |
| Kohlendioxid | 4,60 | 3,32 |
| Methan | 95,37 | 96,65 |
| Lachgas | 0,03 | 0,02 |
| Rest | 0,006 | 0,004 |

Tabelle 47: Stoffliche Anteile der klimarelevanten Emissionen (CO₂-Äquivalente) aus dem BABIU-Verfahren in Prozent

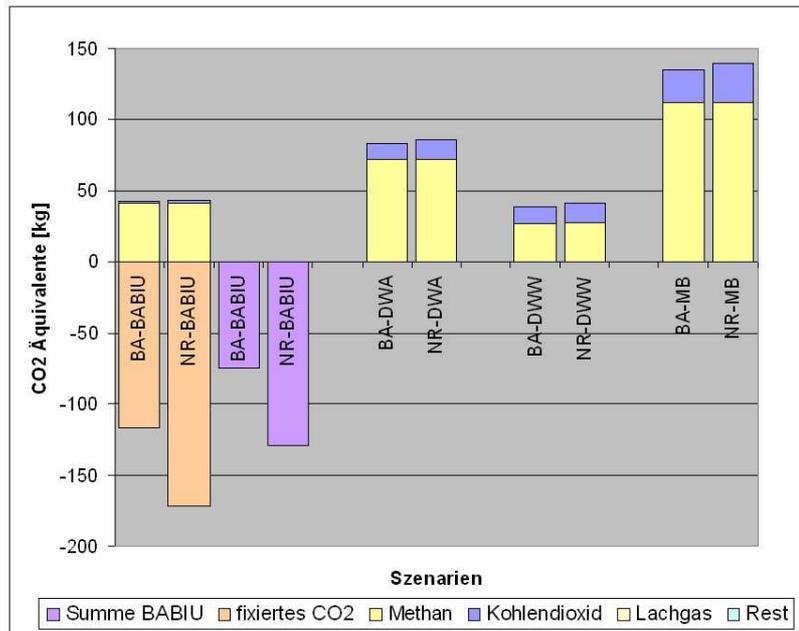


Abbildung 28: Emissionen aus den Aufbereitungsszenarien und stoffliche Zusammensetzung bezogen auf die funktionelle Einheit

D.6.2.4 Emissionen aus dem Schlacketransport beim BABIU-Verfahren

Wie in Kapitel D.5.5.3 beschrieben, müssen zum Betrieb des BABIU-Verfahrens große Mengen an MVA-Schlacke zur Aufbereitungsanlage transportiert werden. Dies hat, je nach Transportdistanz, einen erheblichen Einfluss auf die Gesamtemissionen aus diesem Szenario. Die Emissionen aus den LKW- und Eisenbahn-Szenarien ergeben einen linearen Verlauf. Dieser entspricht nicht der Praxis, da auf Grund der wiederholten Anfahr- und Abbremsmanöver der Dieselverbrauch bei kurzen LKW-Fahrten höher ist als bei längeren. Für die vereinfachte Berechnung, wie es in dieser Arbeit vorgesehen ist, reicht diese lineare Abschätzung jedoch aus.

| Transportszenario | NaWaRo | Bioabfall |
|-------------------|---------------------------|---------------------------|
| | [kg CO ₂ äqu.] | [kg CO ₂ äqu.] |
| LKW 0,5km | 0,50 | 0,34 |
| LKW 50km | 50,42 | 34,33 |
| LKW 100km | 100,83 | 68,65 |
| Eisenbahn 50km | 4,76 | 3,24 |
| Eisenbahn 100km | 9,53 | 6,49 |

Tabelle 48: Gesamtemissionen aus dem Schlacketransport bezogen auf die funktionelle Einheit

D.6.2.5 Emissionen aus der Verdichtungsanlage

Die klimarelevanten Emissionen der Verdichtungsanlage resultieren aus den Vorketten der Bereitstellung von elektrischer Energie. Tabelle 49 und Abbildung 29 veranschaulichen die Ergebnisse der Berechnung.

Hinsichtlich der Szenarienbezeichnung für die Emissionen aus der Verdichtung nach dem BABIU-Verfahren gilt dasselbe wie in Kapitel D.6.2.3.

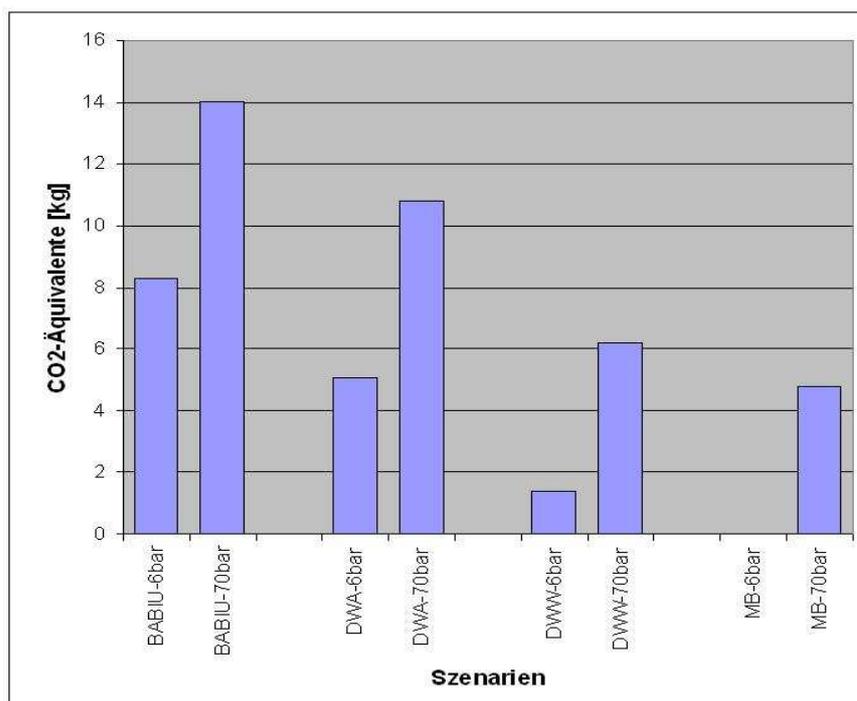


Abbildung 29: Gegenüberstellung der Emissionen aus der Verdichtungsanlage bezogen auf die funktionelle Einheit

| Druckstufe | DWA | DWW | MB | BABIU |
|------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|
| | [kg CO ₂ äqu.] |
| 6 bar | 5,06 | 1,39 | 0,00 | 8,29 |
| 70 bar | 10,79 | 6,18 | 4,79 | 10,79 |

Tabelle 49: Emissionen aus der Verdichtung vor der Netzeinspeisung bezogen auf die funktionelle Einheit

D.6.2.6 Emissionen aus dem Gastransport

Der Betrag der Emissionen aus den Gasverlusten durch den Transport im österreichischen Gasnetz ist für alle Aufbereitungsvarianten gleich und beträgt **3,99 kg CO₂ Äquivalente** pro 100 Nm³ Reingas aus der Aufbereitung. Dies entspricht einem Verlust von 0,23 m³ Reingas bezogen auf die funktionelle Einheit.

D.6.2.7 Emissionen aus der Energieumwandlung

Die Gesamtemissionen aus der Energieumwandlung sind für alle Szenarien (inkl. Referenzszenario) gleich groß. Im Gegensatz zu dem Referenzszenario hat das emittierte CO₂ bei den Biogasszenarien einen biogenen Ursprung und fällt dadurch aus der Summe der klimarelevanten Emissionen heraus. Beim DWA-Verfahren müssen die Emissionen aus der zudosierten Propangasmenge von 2% mitberücksichtigt werden.

| Szenario | | Emissionen |
|----------------|---------------------------|------------|
| DWW, MB, BABIU | [kg CO ₂ äqu.] | 1,26 |
| DWA | [kg CO ₂ äqu.] | 5,57 |
| Erdgas | [kg CO ₂ äqu.] | 216,82 |

Tabelle 50: Emissionen aus der Energieumwandlung bezogen auf die funktionelle Einheit

Bei der Berechnung der Gesamtemissionen aus dem Referenzszenario „Erdgas“ müssen noch die Vorketten berücksichtigt werden. Bezogen auf die funktionelle Einheit ergibt eine Multiplikation mit den in Kapitel D.5.11 beschriebenen Emissionsfaktoren eine Summe von **76,74 kg CO₂ Äquivalenten**.

E Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Im Vergleich mit dem Referenzszenario der Energieumwandlung aus Erdgas ist aus Sicht der Treibhausgasemissionen fast allen Szenarien der Biogasaufbereitung, - netzeinspeisung und anschließender Energieerzeugung der Vorrang zu geben. Die Ausnahme bildet nach derzeitigem Wissenstand das Membranverfahren, was sich aber in den nächsten Jahren auf Grund intensiver Forschungsarbeit an einem Pilotprojekt (Bruck an der Leitha) ändern dürfte.

Die Ergebnisse zeigen jedoch auch, dass der Unterschied zwischen den Emissionen aus dem Referenzszenario und den Biogasszenarien in einzelnen Fällen nur marginal ist. Bei geringen Abweichungen vom optimalen Betrieb der Vergärungsanlage oder bei höheren Methanverlusten aus der Aufbereitung stellt die Energieerzeugung aus Erdgas den „geringeren Klimasünder“ dar.

Insgesamt schneidet die neu entwickelte Technologie des BABIU-Verfahrens auf Grund der Fixierung des Kohlendioxids an der MVA-Schlacke am besten ab. Von den herkömmlichen Verfahren emittiert das DWW-Verfahren geringere Mengen an Treibhausgasen als das DWA-Verfahren.

Der Schlacketransport beim BABIU-Verfahren kann über eine Distanz von bis zu 150 Kilometer erfolgen, bis sich die gleichen Gesamtemissionen wie beim besten herkömmlichen Verfahren (DWW) einstellen.

Bei äußerst kurzen Distanzen zwischen Biogasaufbereitung und Müllverbrennungsanlage oder beim Transport der Schlacke auf der Schiene stellt das BABIU-Verfahren eine CO₂-Senke dar. Diese Aussagen gelten unter dem Vorbehalt, dass die Sachbilanzen (CO₂-Fixierung, CH₄-Verluste) bisher nur aus Laborversuchen abgeleitet wurden und eine großtechnische Umsetzung noch fehlt.

Die Einleitung von aufbereitetem Biogas in Netzebene 2 mit 70 bar Einspeisedruck ist aus Sicht der klimarelevanten Emissionen vertretbar, wenn durch den daraus möglichen Gas-Ferntransport die Energieumwandlung in einer Anlage mit entsprechend höherem Wirkungsgrad durchgeführt werden kann.

Der Einsatz von Bioabfall in den Biogasanlagen ist hinsichtlich der Klimabilanz dem Einsatz nachwachsender Rohstoffe vorzuziehen, da die eingesparten Emissionen durch das Wegfallen der Vorketten größer sind als die Mehremissionen aus der Bioabfallaufbereitung.

F Literaturverzeichnis

- AHRENS, Th. (2007): Vergleichende Bewertung von Verfahren zur Biogasaufbereitung; Dissertation; Fakultät für Mathematik / Informatik und Maschinenbau der Technischen Universität Clausthal; Papierflieger-Verlag; Clausthal-Zellerfeld; ISBN 3-89720-912-8
- ARLT, A.V. (2003): Systemanalytischer Vergleich zur Herstellung von Ersatzbrennstoffen aus biogenen Abfällen am Beispiel von kommunalem Klärschlamm, Bioabfall und Grünabfall; Dissertation; Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse; Forschungszentrum Karlsruhe GmbH; Karlsruhe
<http://www.itas.fzk.de/deu/lit/2003/arlt03a.pdf> am 19.01.2009
- ASUE (Arbeitsgemeinschaft für sparsamen und umweltfreundlichen Energieverbrauch e. V.) (2005): BHKW-Kenndaten 2005 – Module, Anbieter, Kosten; Verlag Rationeller Erdgaseinsatz; Kaiserslautern
<http://www.asue.de/veroff/bhkw/image/BHKW-Kenndaten-2005.pdf> am 19.01.2009
- BASE (2006): Der Eigenstromverbrauch von Biogasanlagen und Potenziale zu dessen Reduzierung; Solarenergieförderverein Bayern e.V.; BASE Technologies GmbH; München
<http://www.sev-bayern.de/content/bio-eigen.pdf> am 19.01.2009
- BASE (2008): Biogasaufbereitungssysteme zur Einspeisung in das Erdgasnetz – ein Praxisvergleich; Solarenergieförderverein Bayern e.V., BASE Technologies GmbH; München
<http://www.sev-bayern.de/content/bio-auf.pdf> am 19.01.2009
- BERGLUND, M.; BÖRJESSON, P. (2005): Assessment of energy performance in the life-cycle of biogas production; In: Biomass and Bioenergy 30 (2006), S. 254-266; Elsevier Ltd.
- BESGEN, S.; KEMPKENS, K. (2005): Energieverbrauch in Biogasanlagen - Ergebnisse messtechnischer Untersuchungen an landwirtschaftlichen Biogasanlagen im Rheinland; Präsentation
http://www.biogas-infoboard.de/pdf/Energieverbrauch_in_Biogasanlagen.pdf am 05.02.2009
- BMWA (2007): Technische Grundlage für die Beurteilung von Biogasanlagen; Bundesministerium für Wirtschaft und Arbeit
<http://www.bmwfi.gv.at/NR/rdonlyres/2EA725EB-1A70-48D7-971F-210D17715D0D/0/TGBiogasanlagen.pdf> am 07.02.2009
- ICEAN (2002): Regulation Draft of Biogas Commercialisation in Gas Grid – BIOCOMM; Economic framework report; Altener Project; Institut Català d'Energia (ICAEN); Catalonia/Spain
- BÖRJESSON, P.; BERGLUND, M. (2005): Environmental systems analysis of biogas systems – Part 1: Fuel-cycle emissions; In: Biomass and Bioenergy 30 (2006), S. 469-485; Elsevier Ltd.
- CHEVALIER, C.; MEUNIER, F. (2005): Environmental assessment of biogas co- or tri-generatin units by life cycle analysis methodology; In: Applied Thermal Engineering 25; S. 3025-3041; Elsevier Ltd.
- DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A.; (2008): Biogas from Waste and Renewable Resources; WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA; Weinheim; ISBN 978-3527-31841-4
- DENA (2006): Infoblatt Thermodynamik. www.druckluft.ch Copyright: Deutsche Energie Agentur (DENA), Fraunhofer Institut System- und Innovationsforschung, Verband Deutscher Maschinen- und Anlagenbau (VDMA).
- DIN EN ISO 14040 (2006): Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040:2006); DIN Deutsches Institut für Normung e.V.; Berlin

- E-CONTROL (2008): Entwicklung der anerkannten Ökostromanlagen laut Bescheiden der Landesregierungen; letzte Aktualisierung: 02.09.2008;
http://www.e-control.at/portal/page/portal/ECONTROL_HOME/OKO/ZAHLEN_DATEN_FAKTEN/Anlagenstatistik/ANERKANNTEOEKOANLAGEN am 04.02.2009
- EDELMANN, W.; SCHLEISS, K.; ENGELI, H.; BAIER, U. (2001): Ökobilanz der Stromgewinnung aus landwirtschaftlichem Biogas; Bundesamt für Energie BFE; Bern
- EDER, B.; SCHULZ, H. (2006): Biogas-Praxis – Grundlagen, Planung, Anlagenbau, Beispiele, Wirtschaftlichkeit; 3. vollständig überarbeitete und erweiterte Auflage; ökobuch Verlag; Staufien
- FAIST EMMENEGER, M.; HECK, T.; JUNGBLUTH, N.; TUCHSCHMID, M. (2007): Erdgas. In: Dones, R. (Ed.) et al.; Sachbilanzen von Energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz; Final report ecoinvent No.6-V; Paul Scherrer Institut Villigen; Swiss Centre for Life Cycle Inventories; Dübendorf
- FAL (Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft) (2007): Biogaserzeugung durch Trockenvergärung von organischen Rückständen, Nebenprodukten und Abfällen aus der Landwirtschaft – Abschnitt 1: Grundlagen der Trockenfermentation und Darstellung des Standes der Technik; Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.
http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/literatur/pdf_286-index.htm am 19.01.2009
- FNR (2004): Biogas-Anlagen – 12 Datenblätter; Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.; Gülzow
http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/literatur/pdf_113biogas-anlagen.pdf am 19.01.2009
- FNR (2006a): Handreichung – Biogasgewinnung und –nutzung; 3. überarbeitete Auflage; Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.; Gülzow; ISBN 3-00-014333-5;
http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/literatur/HR_Biogas.pdf am 04.02.2009
- FNR (2006b): Trockenfermentation – Stand der Entwicklungen und weiterer F+E-Bedarf; Gülzower Fachgespräche, Band 24; Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V.; Gülzow;
http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/literatur/pdf_238le2_gfq24.pdf am 04.02.2009
- FORSTER, P.; RAMASWAMY, V.; ARTAXO, P.; BERNTSEN, R.; BETTS, R.; FAHEY, D.W.; HAYWOOD, J.; LEAN, J.; LOWE, D.C.; MYHRE, G.; NGANGA, J.; PRINN, R.; RAGA, G.; SCHULZ, M.; VAN DORLAND, R. (2007): Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: Climate Change 2007: The physical Science Basis; Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel of Climate Change (Solomon, S.; Qin, D.; Manning, M.; Chen, Z.; Marquis, M.; Averyt, K.B.; Tignor, M.; Miller, H.L. (Eds.)); Cambridge University Press; Cambridge, New York
- FRAUNHOFER (2008): Technologien und Kosten der Biogasaufbereitung und Einspeisung in das Erdgasnetz – Ergebnisse der Markterhebung 2007-2008; Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik (Fraunhofer UMSICHT); Oberhausen
http://www.biogaseinspeisung.de/download/2008_UMSICHT_Technologien_und_Kosten_der_Biogasaufbereitung_und_Einspeisung_in_das_Erdgasnetz.pdf am 22.02.2009
- FRISCHKNECHT, R.; TUCHSCHMID, M.; FAIST EMMENEGER, M.; BAUER, C.; DONES, R. (2007): Strommix und Stromnetz. In: Sachbilanzen von Energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz (ed. Dones R.); ecoinvent report No. 6, v2.0; Paul Scherrer Institut Villigen; Swiss Centre for Life Cycle Inventories; Dübendorf
- GABI (2003): Handbuch GaBi 4; Stand September 2003; Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde, Universität Stuttgart; PE Europe GmbH, Leinfelden

- HARTMANN, J.K.; (2006): Life-Cycle-assessment of industrial scale biogas plants; Dissertation; Georg-August-Universität Göttingen;
http://deposit.ddb.de/cgi-bin/dokserv?idn=982240473&dok_var=d1&dok_ext=pdf&filename=982240473.pdf am 19.01.2009
- HEI – Hornbachner Energie Innovation (2009): Biogas-Netzeinspeisung; Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie ; Wien
<http://www.biogas-netzeinspeisung.at/index.html> am 04.02.2009
- HOFMANN, E.; PLÄTTNER, A.; LULIES, S.; SCHOLWIN, F. (2005): Evaluierung der Möglichkeiten zur Einspeisung von Biogas in das Erdgasnetz; Institut für Energetik und Umwelt; Leipzig
- HORNBACHNER, D.; HUTTER, G.; MOOR, D. (2005): Biogas-Netzeinspeisung – Rechtliche, wirtschaftliche und technische Voraussetzungen in Österreich; Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie; Wien
http://www.energiesystemederzukunft.at/nw_pdf/0519_biogasnetzeinspeisung.pdf am 19.01.2009
- HUPE, K.; HEYER, K.-U.; STEGMANN, R. (o.J.): Biologische Bioabfallverwertung: Kompostierung kontra Vergärung; IFAS – Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft; Hamburg
<http://www.ifas-hamburg.de/pdf/bioabfal.pdf> am 19.01.2009
- ICEAN (2002): Regulation Draft of Biogas Commercialisation in Gas Grid – BIOCOMM; Economic framework report; Altener Project; Institut Català d’Energia (ICAEN); Catalonia/Spain
http://www.icaen.net/uploads/bloc1/ambits_actuacio/Biocomm/Deliverable%204-economic%20framework.pdf am 22.01.2009
- JUNGBLUTH, N.; CHUDACOFF, M.; DAURIAT, A.; DINKEL, F.; DOKA, G.; FAIST EMMENEGER, M.; GNANSOUNOU, E.; KLJUN, N.; SCHLEISS, K.; SPIELMANN, M.; STETTLER, C.; SUTTER, J. (2007): Life Cycle Inventories of Bioenergy;ecoinvent report No. 17; Swiss Centre for Life Cycle Inventories; Dübendorf
- 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 (Ed. Dones R.);ecoinvent report No. 6-IV; Swiss Centre for Life Cycle Inventories; Dübendorf
- KONSTANTIN, P. (2007): Praxisbuch Energiewirtschaft – Energieumwandlung, -transport und -beschaffung im liberalisierten Markt; Springer-Verlag; Heidelberg, Berlin; ISBN 3-540-35377-1
- KRICH, K.; AUGENSTEIN, D.; BATMALE, J.P.; BENEMANN, J.; RUTLEDGE, B.; SALOUR D. (2005): Biomethane from dairy waste. Editor: Western United Dairymen, USA
- KTBL (2005): Gasausbeute in landwirtschaftlichen Biogasanlagen; KTBL-Heft 50; Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL); Darmstadt; ISBN 10: 3-939371-17-3
- LINKE, B.; HEIERMANN, M.; GRUNDMANN, Ph.; HERTWIG, F. (2003): Biogas in der Landwirtschaft; Erarbeitet von der Arbeitsgruppe BIOGAS der Brandenburgischen Energie Technologie Initiative; Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg; Potsdam
- MERTENS, Ch. (2001): Ermittlung von Synergieeffekten bei der Kombination von Kompostierung und Vergärung von Bioabfällen mit Hilfe von Simulationsmodellen; Dissertation; Universität - Gesamthochschule Siegen; Verlag Höpner und Göttert; ISBN 3-924948-69-0
- MOSTBAUER, P.; GUTMANN, C.; LENZ, S.; MEISSL, K.; SMIDT, E.; LECHNER, P. (2008): Beschleunigte on-site Verwitterung von MVA-Schlacke; Projektbericht (FWF); Institut für Abfallwirtschaft; Department Wasser-Atmosphäre-Umwelt; Universität für Bodenkultur; Wien

- MOSTBAUER, P. (2008): Neue Wege bei der Aufbereitung von Biogas und Deponiegas; Wasser und Abfall 7-8 (2008); S. 22-26; Vieweg+Teubner Verlag, GWV Fachverlage GmbH
- NEMECEK, Th.; KÄGI, Th. (2007): Life Cycle Inventories of Swiss and European Agricultural Production Systems; Final report ecoinvent V2.0 No. 15a; Agroscope Reckenholz-Taenikon Research Station ART; Swiss Centre for Life Cycle Inventories; Zürich, Dübendorf
- ÖVGW (2006): ÖVGW-Richtlinie G33 - regenerative Gase – Biogas; Österreichische Vereinigung für das Gas- und Wasserfach
- ÖVGW (2001): ÖVGW-Richtlinie G31 – Erdgas in Österreich – Gasbeschaffenheit; Österreichische Vereinigung für das Gas- und Wasserfach
- PERSSON, M.; JÖNSSON, O.; WELLINGER, A. (2006): Biogas upgrading to vehicle fuel standards and grid injection. IEA Bioenergy Task 37 – Energy from biogas and landfill gas.
- RAHMESOHL, S. et al. (2006a): Analyse und Bewertung der Nutzungsmöglichkeiten von Biomasse - Band 1: Gesamtergebnisse und Schlussfolgerungen; Wuppertaler Institut für Klima, Energie, Umwelt; Studie im Auftrag des Bundesverbandes der deutschen Gas- und Wasserwirtschaft (BGW, Berlin) und des DVGW; Bonn
- RAHMESOHL, S. et al. (2005): Analyse und Bewertung der Nutzungsmöglichkeiten von Biomasse - Band 3: Biomassevergasung, Technologien und Kosten der Gasaufbereitung und Potenziale der Biogaseinspeisung in Deutschland; Fraunhofer Institut – Umwelt-, Sicherheits-, Energietechnik (UMSICHT); Oberhausen
- RAUSSEN, T.; OLDHAFFER, N.; FILUS, B. (2008): Großtechnische Biogasanlagen – Konzeption, Energieerzeugung, Gas- und Gärrestaufbereitung; in: Bio- und Sekundärrohstoffverwertung III, S. 499-520; Witzenhausen Institut für Abfall, Umwelt und Energie; Witzenhausen
http://www.witzenhausen-institut.de/downloads/ks_20_raussen_oldhafer.pdf am 22.01.2009
- SCHMALSCHLÄGER, Th.; KLEIN, K.; TAUTU, V.; DREXLER, Ch. (2007): Gasseitige Bündelung von Biogasanlagen und gemeinsame Einspeisung ins Erdgasnetz; Endbericht; Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten
http://www.biogaspartner.de/fileadmin/biogas/Downloads/Studien/Buendelung_BGA.pdf am 07.02.2009
- SCHOLWIN, F.; HOFMANN, F.; PLÄTTNER, A.; EBERT, M. (2006a): Förderung der Biogasnetzeinspeisung in Luxemburg – Teilberichte 1 bis 5; Institut für Energetik und Umwelt gGmbH (IE); Leipzig
http://www.eco.public.lu/documentation/etudes/2007/01/14_biogaz.pdf am 22.01.2009
- SCHOLWIN, F.; MICHEL, J.; SCHRÖDER, G.; KALIES, M. (2006b): Ökologische Analyse einer Biogasnutzung aus nachwachsenden Rohstoffen; Institut für Energetik und Umwelt gGmbH (IE); Leipzig
[http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/literatur/pdf_273ie%20\(2007\)%20endbericht_oekobilanzen_final.pdf](http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/literatur/pdf_273ie%20(2007)%20endbericht_oekobilanzen_final.pdf) am 22.01.2009
- SCHULTE-SCHULZE, A. (2006): Aufbereitung und Einspeisung von Biogas; ASUE-Fachtagung am 16. Mai 2006; Augsburg
http://www.asue.de/images/veroeff_pdf/dr_schulte-schulze_berndt_mai_2006.pdf am 22.01.2009
- SCHULZ, W. (2004): Untersuchung zur Aufbereitung von Biogas zur Erweiterung der Nutzungsmöglichkeiten; Bremer Energie-Konsens; Bremen
http://www.energiekonsens.de/Downloads/Service/Gutachten_Biogasnutzung.pdf am 22.01.2009
- SCHWAB, M.; REINHOLD, G. (2008): Biogaserträge aus Energiepflanzen – Eine kritische Bewertung des Datenmaterials

http://www.biogas-infoboard.de/pdf/4_SCHWAB_Biogasertraege.pdf am 22.01.2009

- THEISSING, M. (2006): Biogas – Einspeisung und Systemintegration in bestehende Gasnetze; Berichte aus Energie- und Umweltforschung 1/2006; Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie; Wien
- TU WIEN (2009): Biogasaufbereitung mittels Membrantechnologie; Institut für Verfahrenstechnik; Technische Universität Wien; Wien
<http://bio.methan.at/node/6> am 04.02.2009
- UBA (2007): Aktualisierung von Emissionsfaktoren als Grundlage für den Anhang des Energieberichts; Umweltbundesamt GmbH; Wien; ISBN 3-85457-872-5
- UMWELTJOURNAL (2008): Europas Energiezukunft besiegelt; In: Umweltjournal – Fachzeitschrift für Umwelttechnik, Energie und Abfallwirtschaft 08/2008; S. 9; Dr. A. Schendl GmbH & Co MEDIEN KG; Wien
- VOGEL, A.; RAHMESOHLE, S. (2008): Bio-Erdgas – Eine Analyse und Bewertung; In: Erdgassubstitute aus Biomasse – eine Bestandsaufnahme; Gülzower Fachgespräche, Band 29; Fachagentur für nachwachsende Rohstoffe e. V.; Gülzow
- VOGT, R.; KNAPPE, F.; GIEGRICH, J.; DETZEL, A. (2002): Ökobilanz Bioabfallverwertung – Untersuchungen zur Umweltverträglichkeit von Systemen zur Verwertung von biologisch-organischen Abfällen; Erich Schmidt Verlag GmbH & Co.; Berlin; ISBN 3-503-07047-8
- WULF, S.; JÄGER, P.; DÖHLER, H. (2005): Balancing of greenhouse gas emissions and economic efficiency for biogas-production through anaerobic co-fermentation of slurry with organic waste; Agriculture, Ecosystems and Environment 112 (2006); S. 178-185; Elsevier B.V.
- WEICHSELBAUM, H.M. (2007): Verfahrenstechnische Untersuchung und Bewertung des neuen Biogasanlagensystems „Ring in Ring“; Diplomarbeit; Institut für Landtechnik; Universität für Bodenkultur; Wien
- ZAH, R.; BÖNI, H.; GAUCH, M.; HISCHIER, R.; LEHMANN, M.; WÄGER, P. (2007): Ökobilanz von Energieprodukten: Ökologische Bewertung von Biotreibstoffen; Empa – Abteilung Technologie und Gesellschaft; Bern
<http://www.news-service.admin.ch/NSBSubscriber/message/attachments/8514.pdf> am 07.02.2009

Anhang: Stoffflussdiagramme

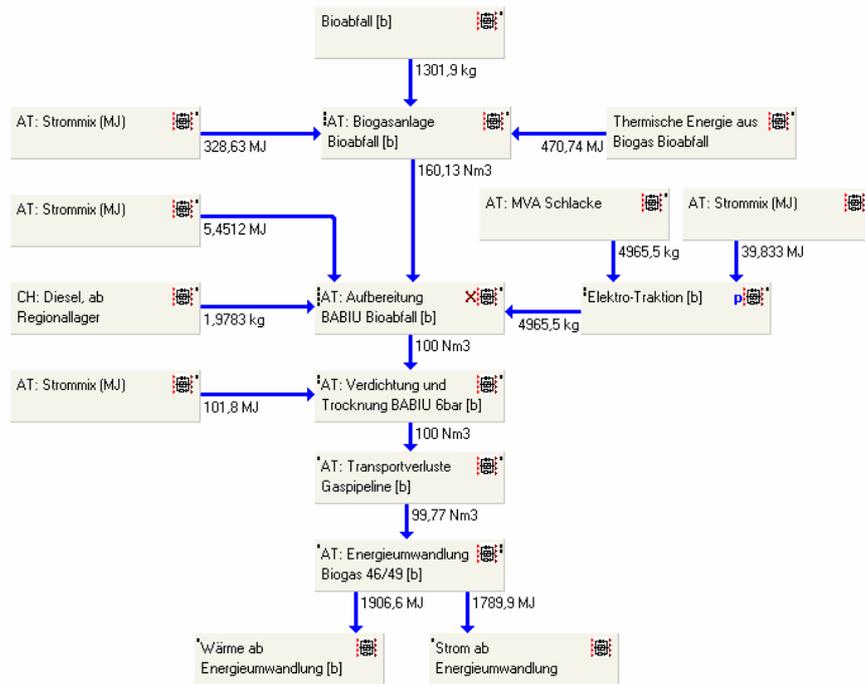


Abbildung 30: Stoffflussdiagramm BA-Zug-6-50

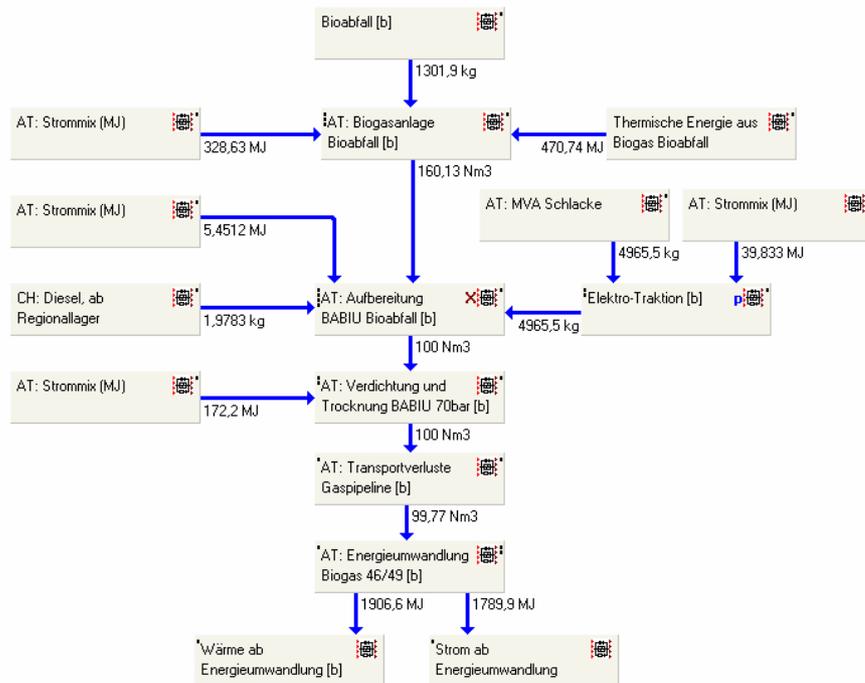


Abbildung 31: Stoffflussdiagramm BA-Zug-70-50

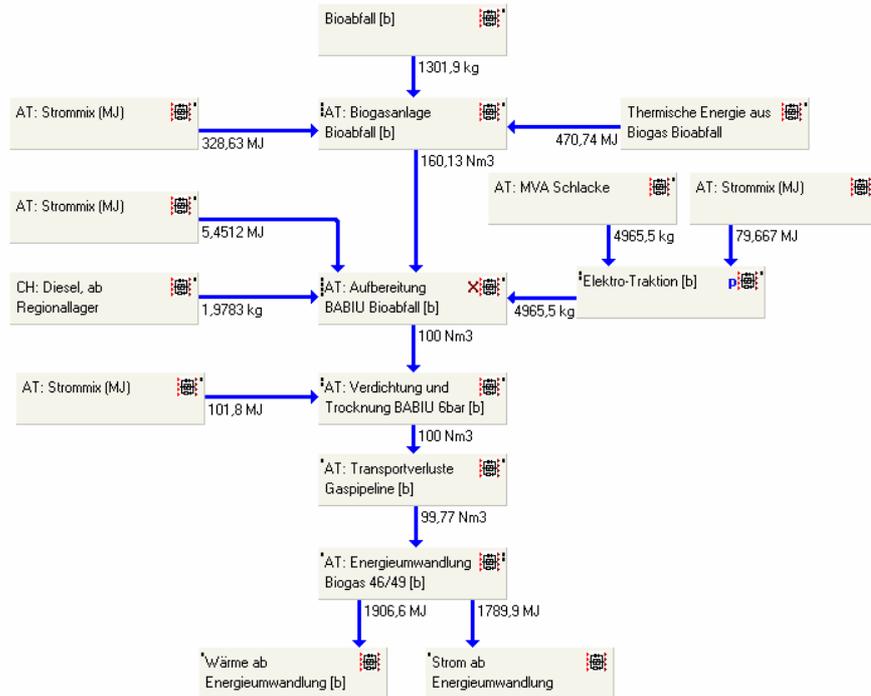


Abbildung 32: Stoffflussdiagramm BA-Zug-6-100

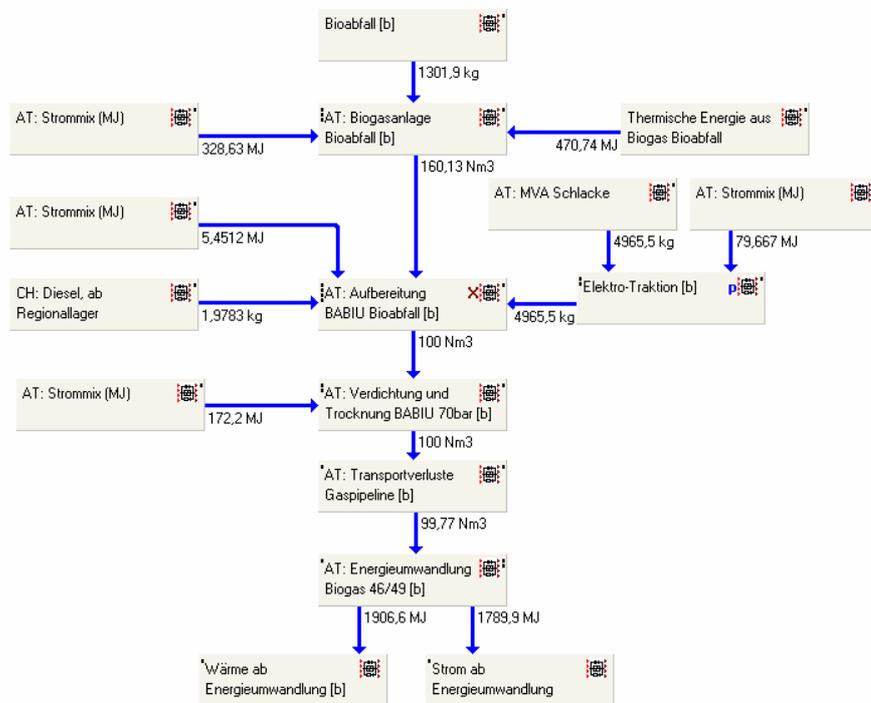


Abbildung 33: Stoffflussdiagramm BA-Zug-70-100

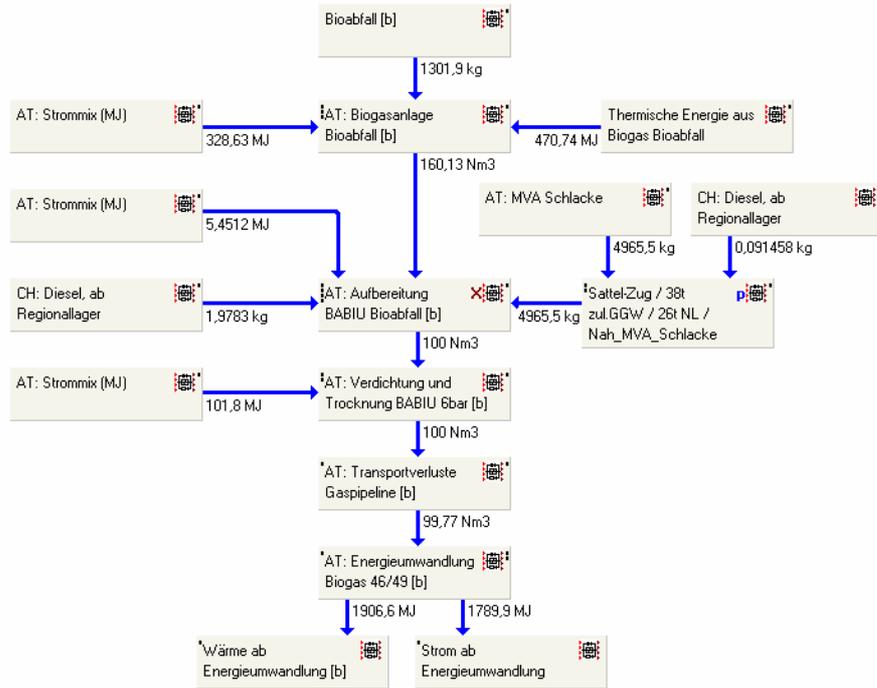


Abbildung 34: Stoffflussdiagramm BA-LKW-6-0,5

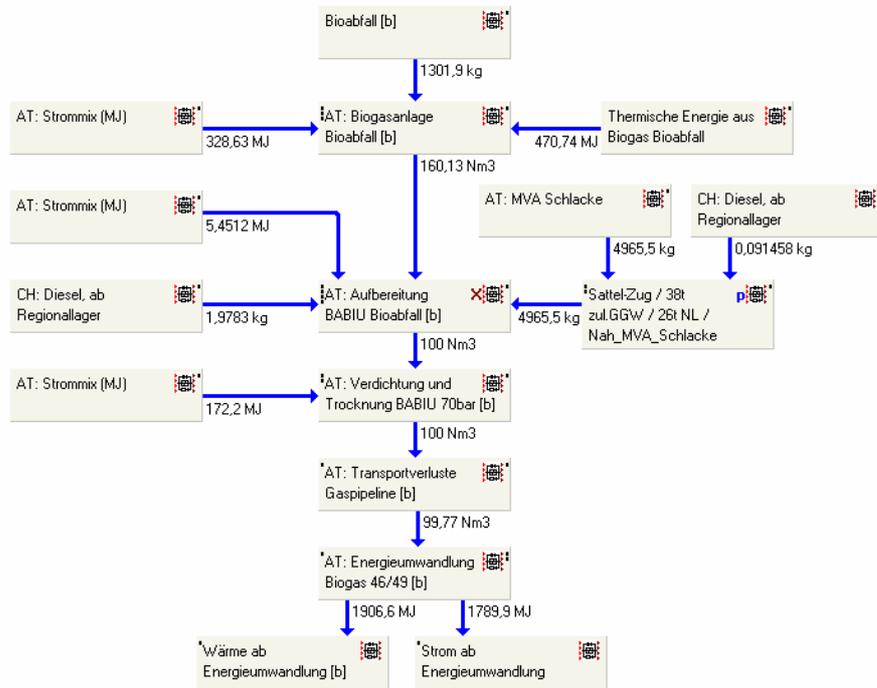


Abbildung 35: Stoffflussdiagramm BA-LKW-70-0,5

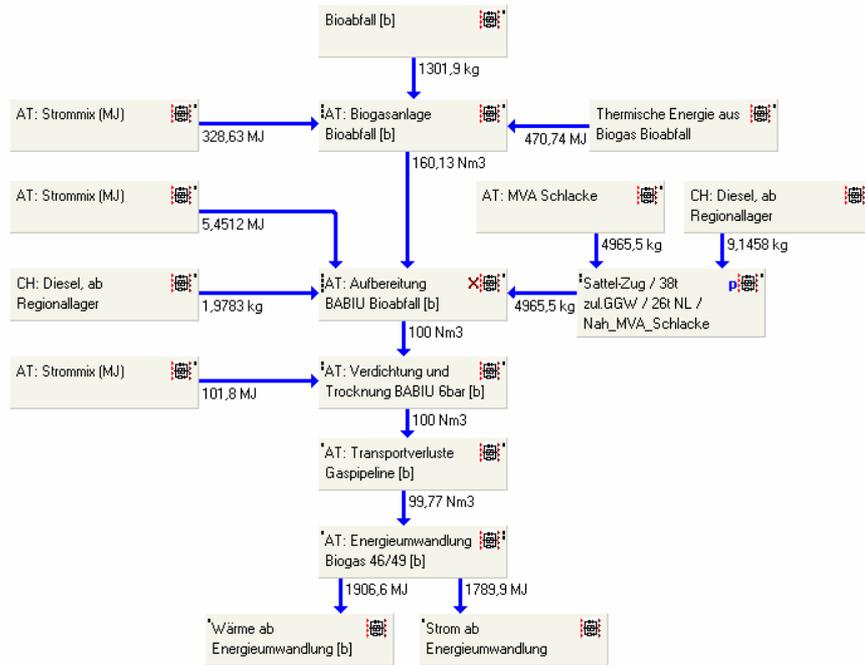


Abbildung 36: Stoffflussdiagramm BA-LKW-6-50

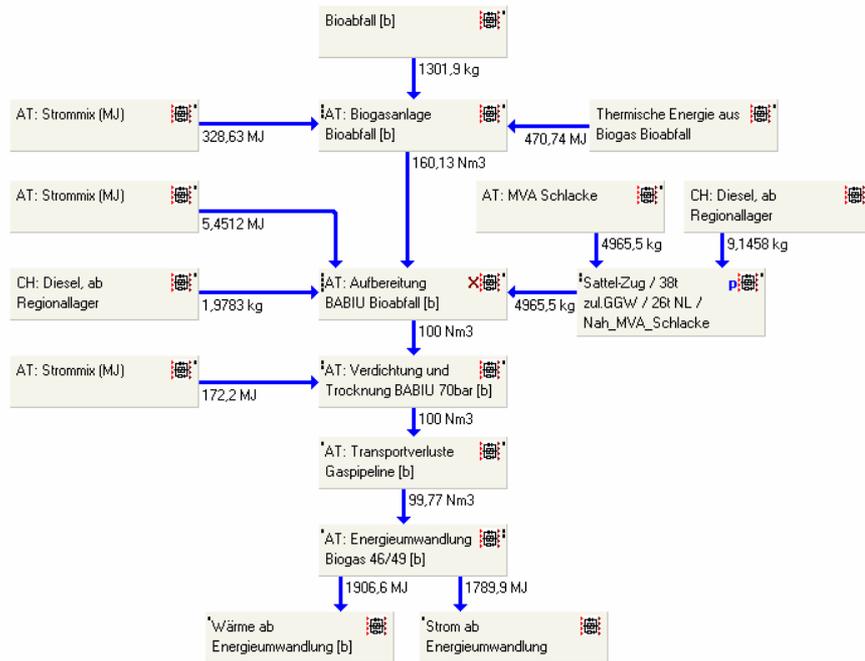


Abbildung 37: Stoffflussdiagramm BA-LKW-70-50

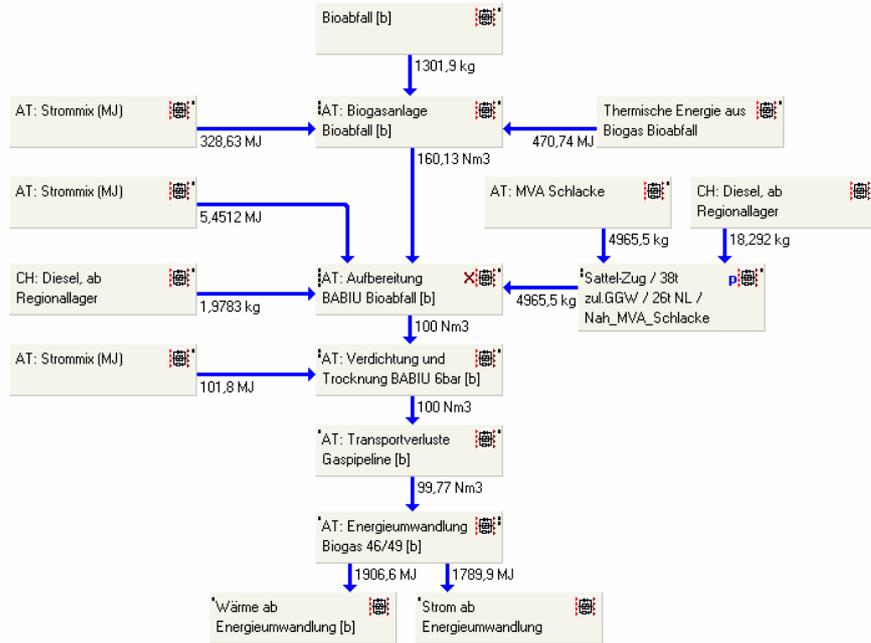


Abbildung 38: Stoffflussdiagramm BA-LKW-6-100

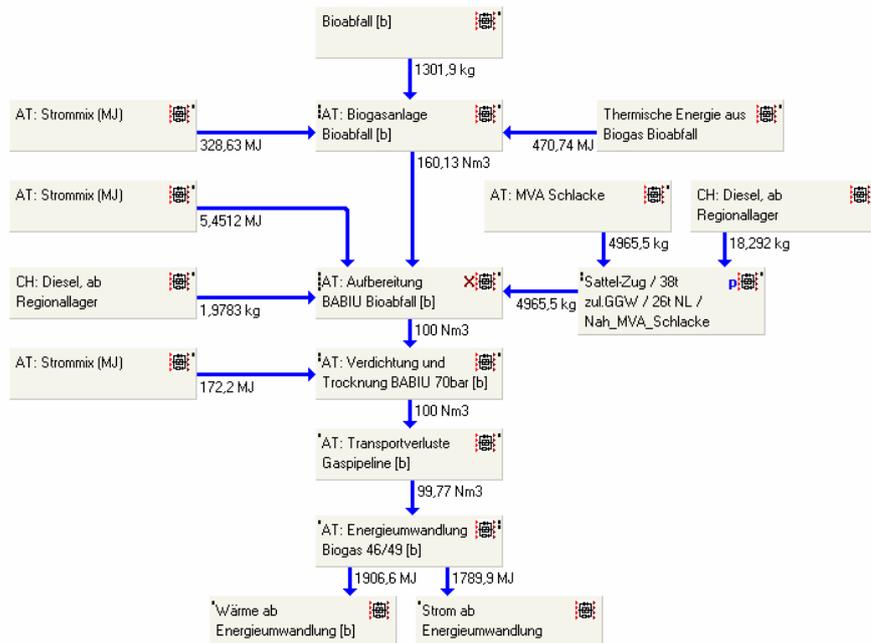


Abbildung 39: Stoffflussdiagramm BA-LKW-70-100

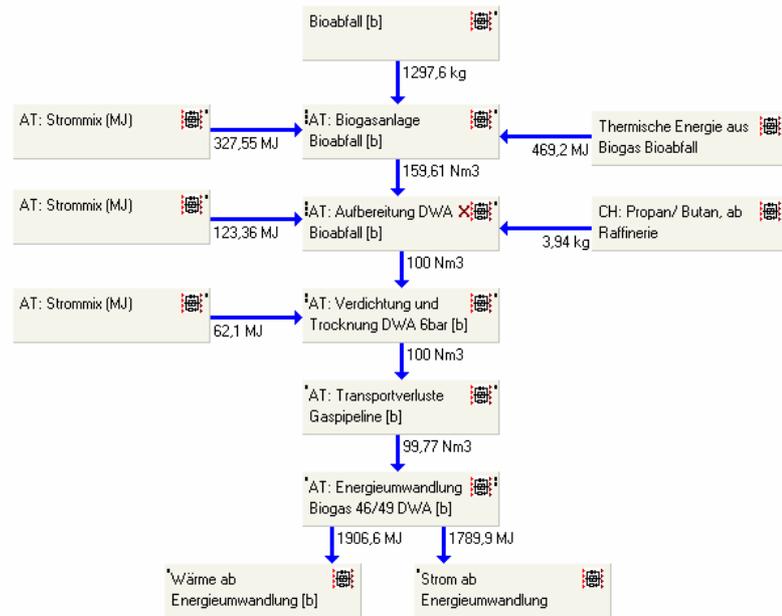


Abbildung 40: Stoffflussdiagramm BA-DWA-6

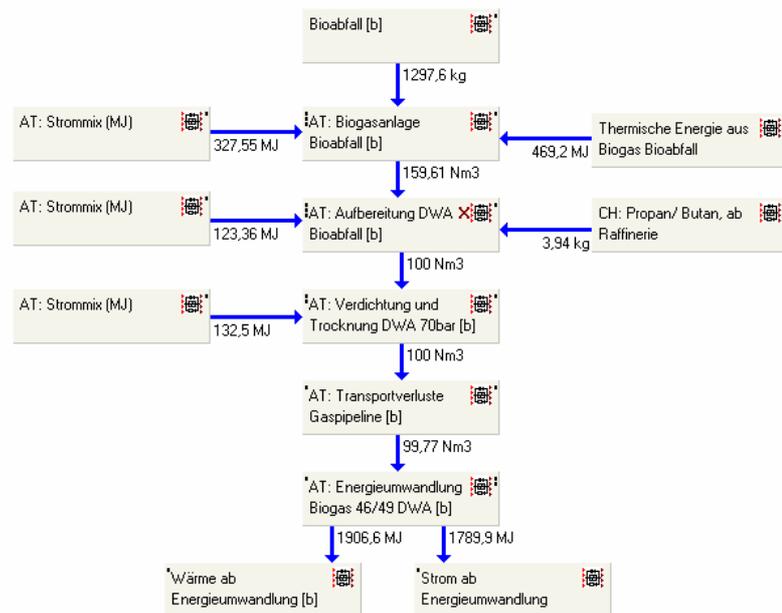


Abbildung 41: Stoffflussdiagramm BA-DWA-70

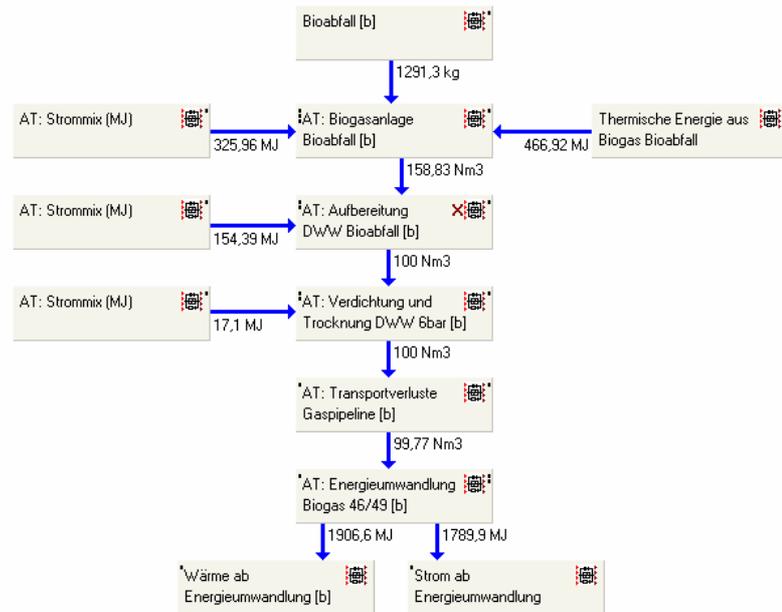


Abbildung 42: Stoffflussdiagramm BA-DWW-6

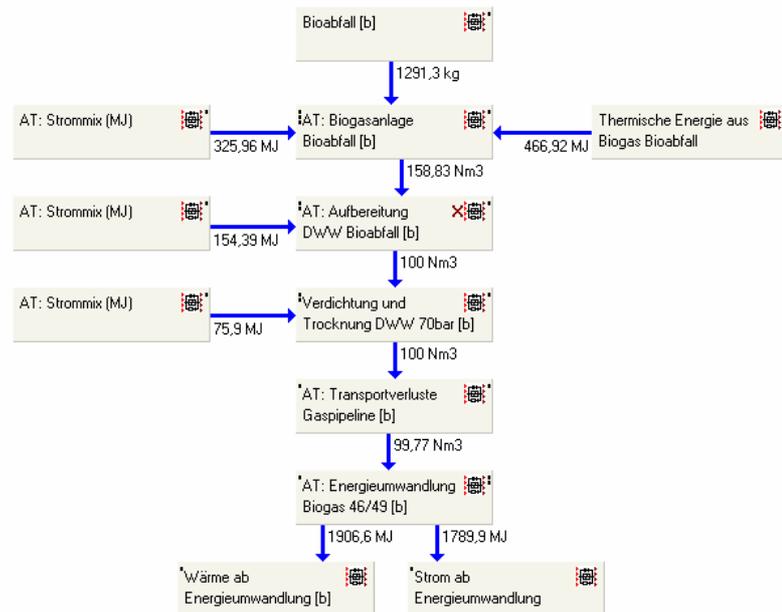


Abbildung 43: Stoffflussdiagramm BA-DWW-70

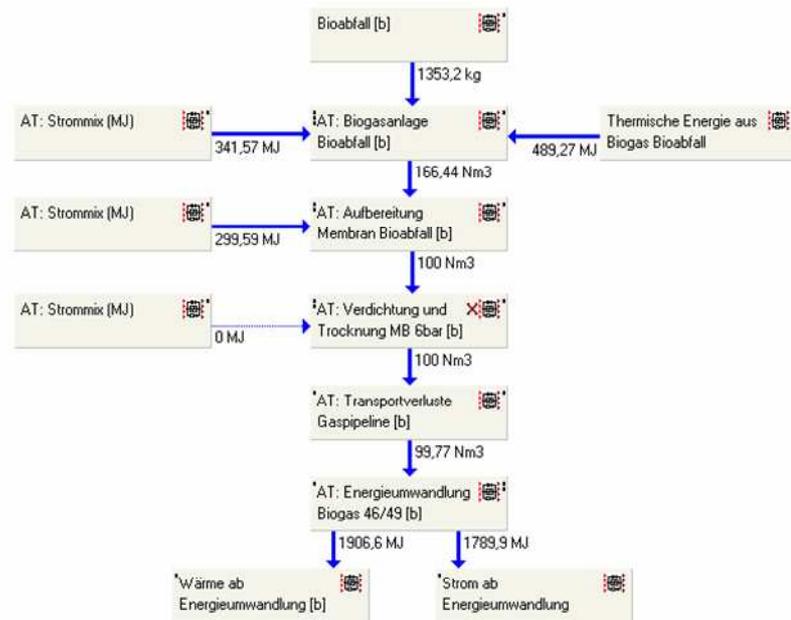


Abbildung 44: Stoffflussdiagramm BA-MB-6

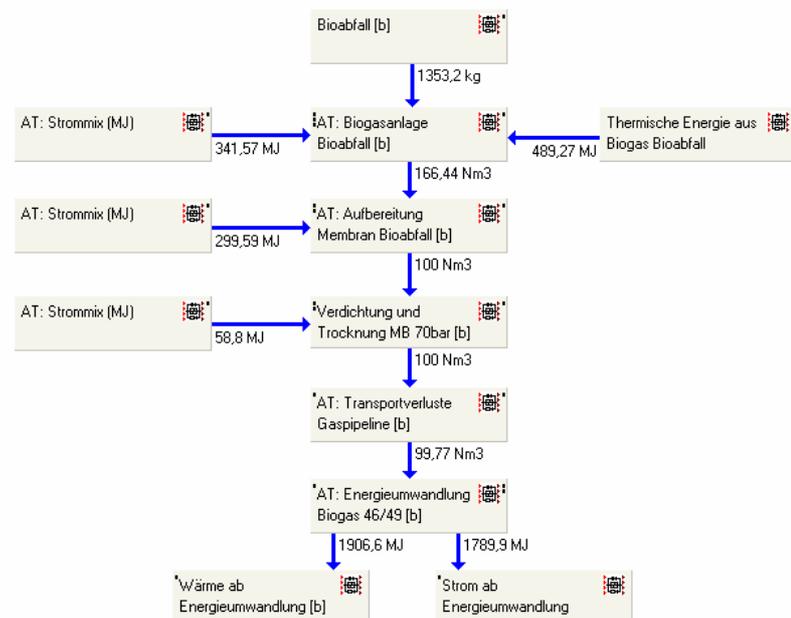


Abbildung 45: Stoffflussdiagramm BA-MB-70

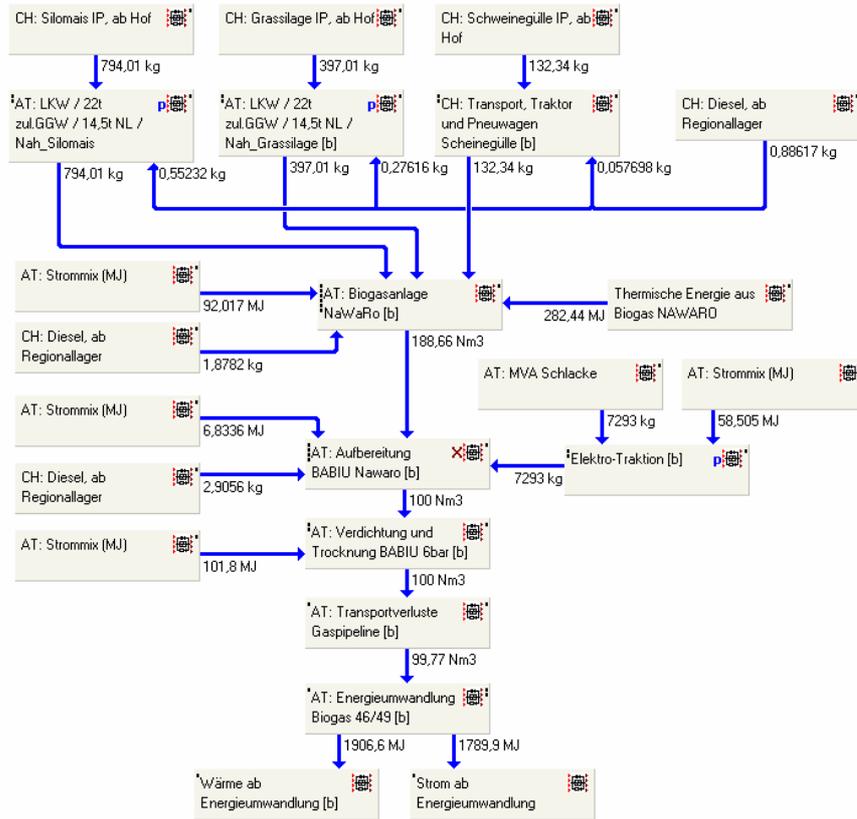


Abbildung 46: Stoffflussdiagramm NR-Zug-6-50

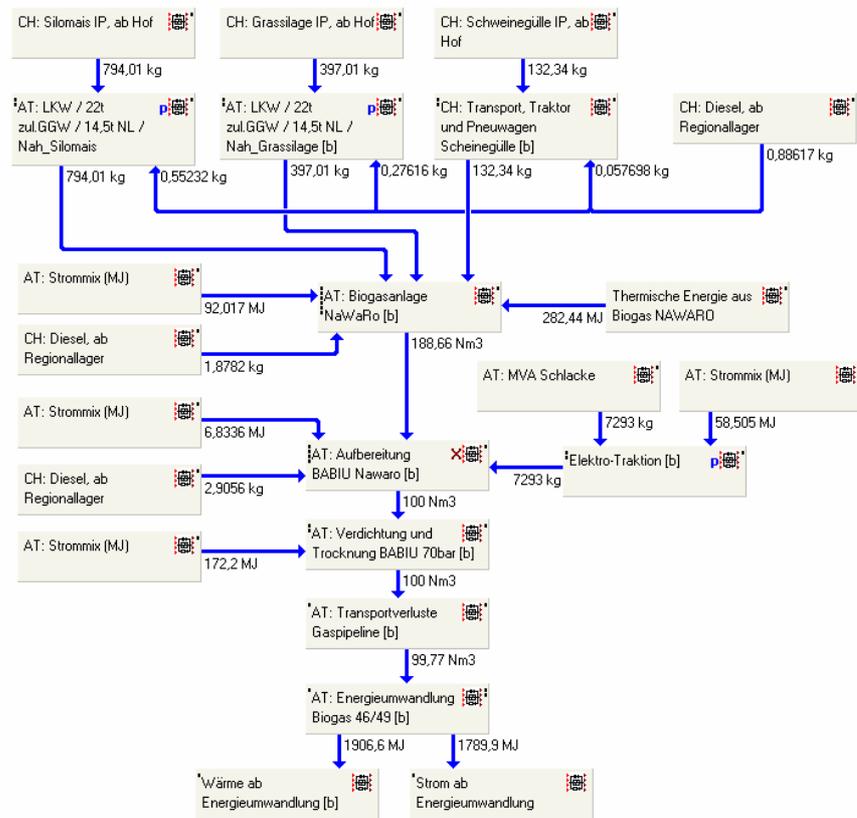


Abbildung 47: Stoffflussdiagramm NR-Zug-70-50

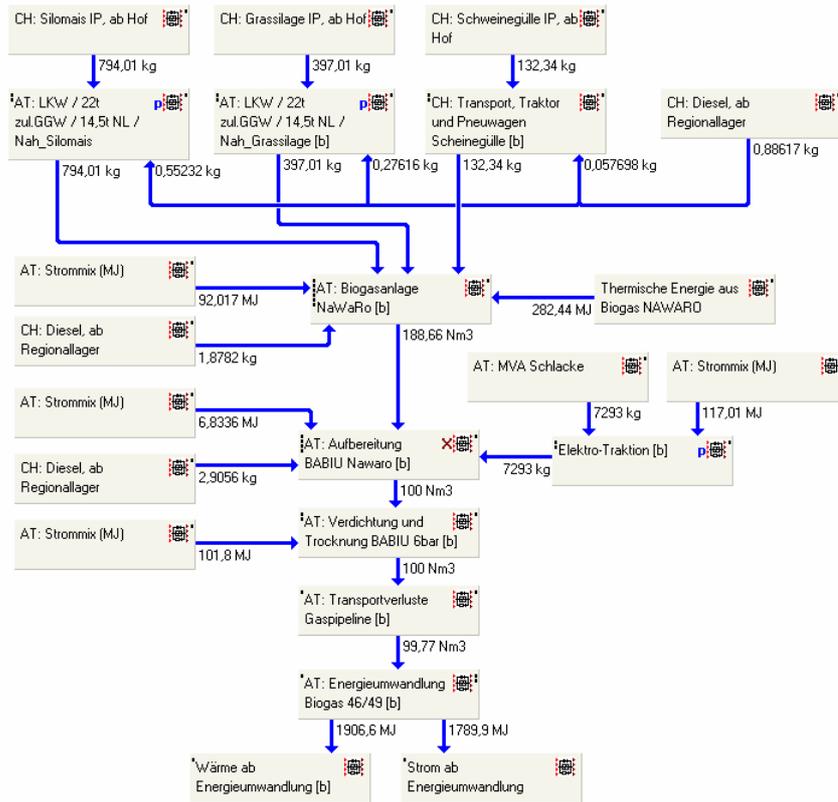


Abbildung 48: Stoffflussdiagramm NR-Zug-6-100

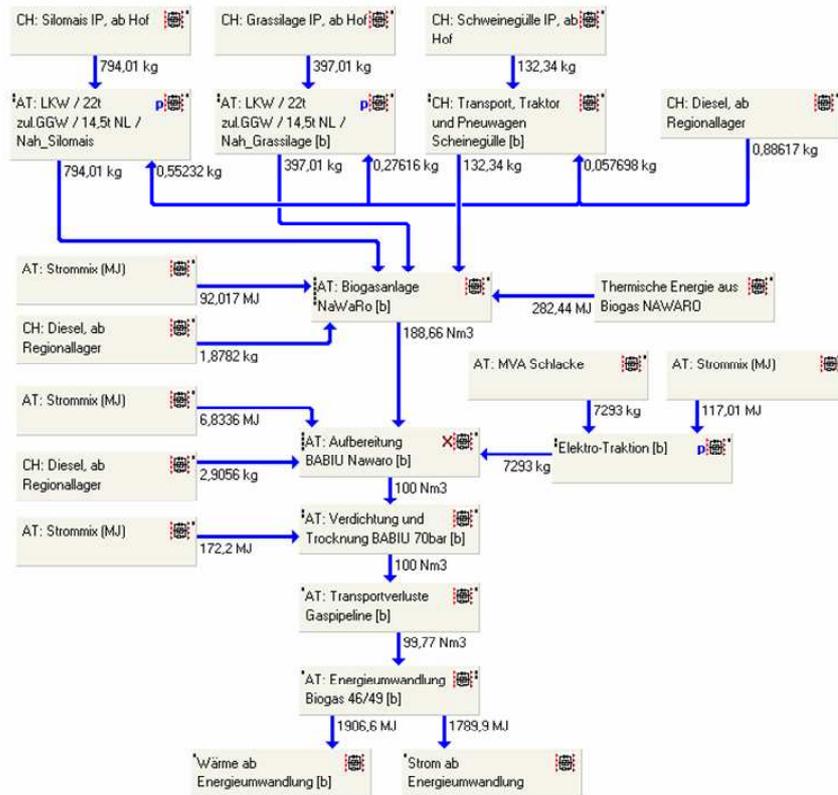


Abbildung 49: Stoffflussdiagramm NR-Zug-70-100

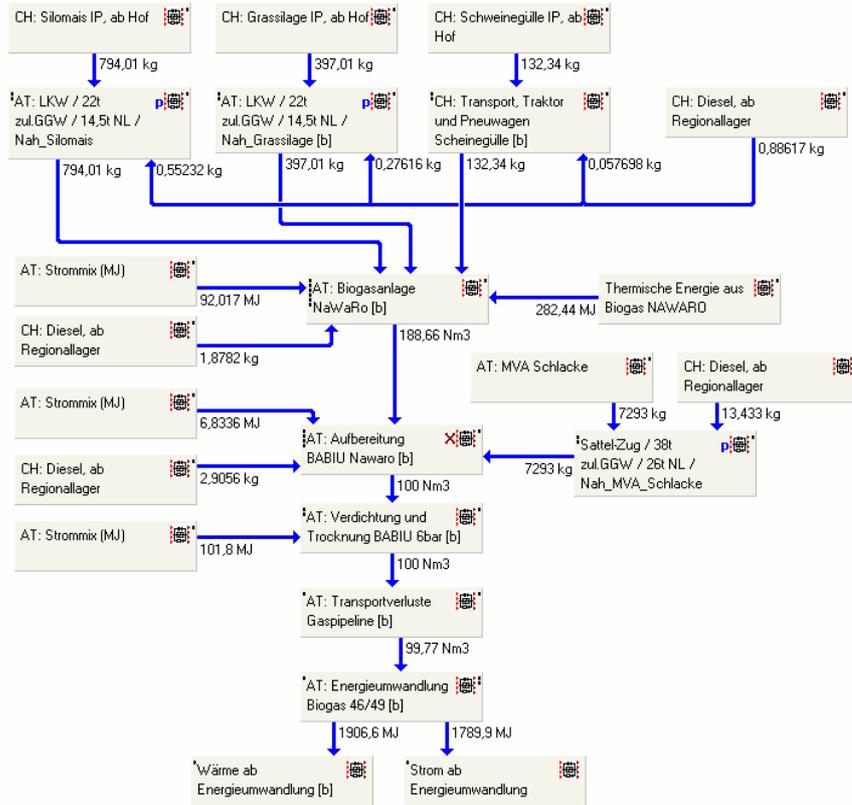


Abbildung 50: Stoffflussdiagramm NR-LKW-6-0,5

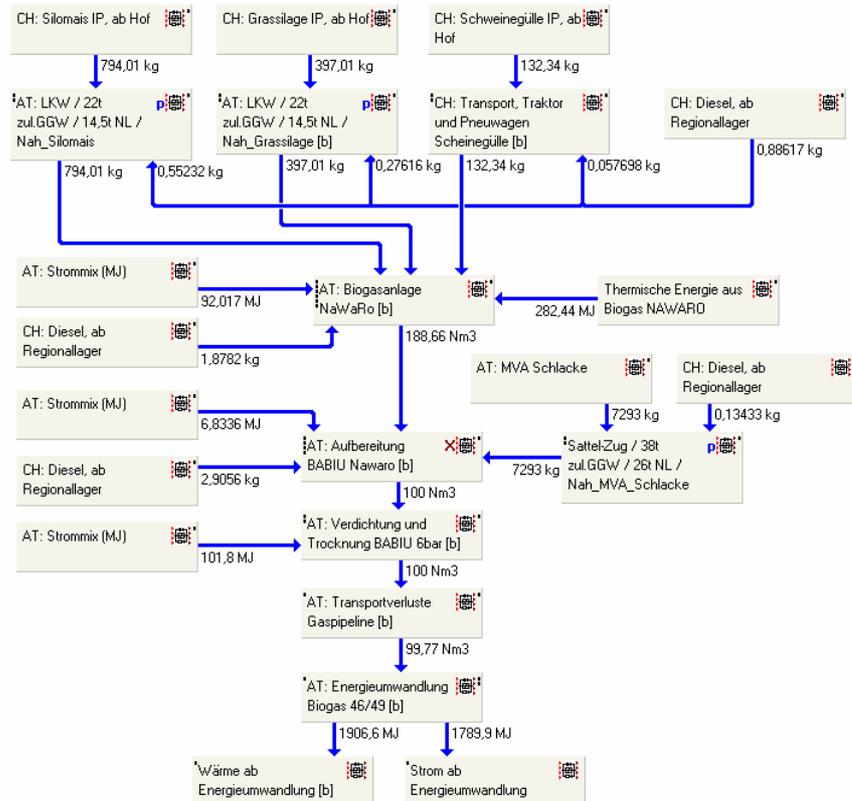


Abbildung 51: Stoffflussdiagramm NR-LKW-70-0,5

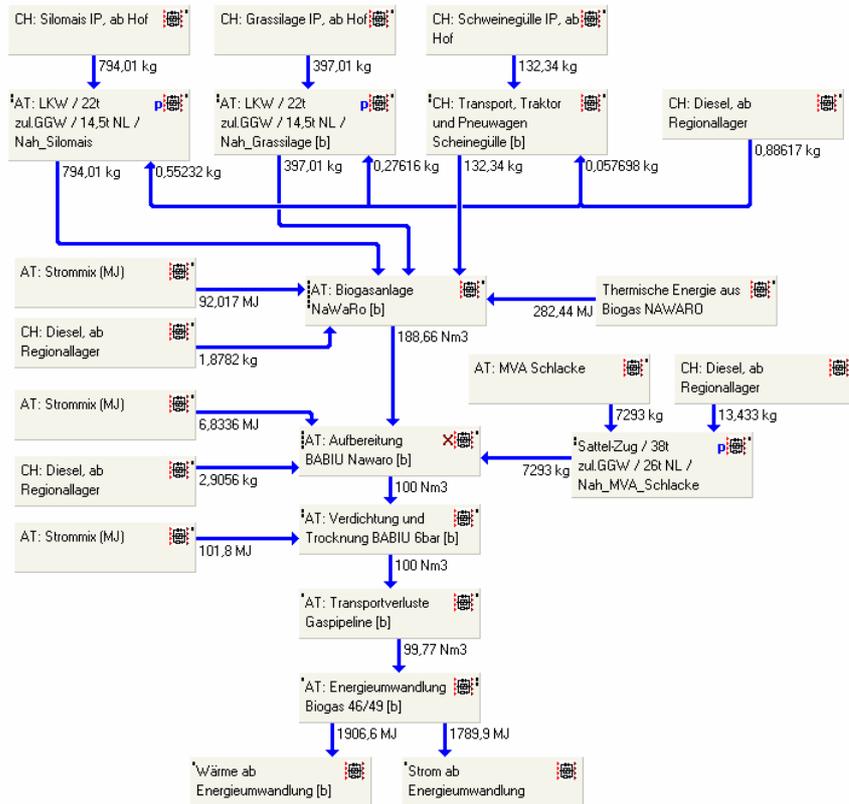


Abbildung 52: Stoffflussdiagramm NR-LKW-6-50

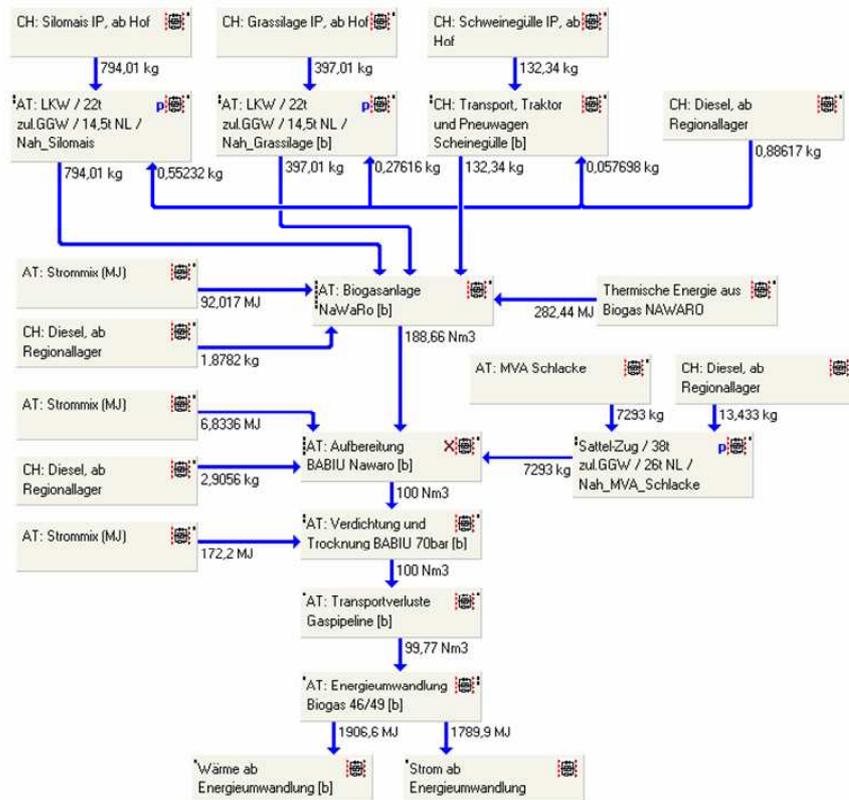


Abbildung 53: Stoffflussdiagramm NR-LKW-70-50

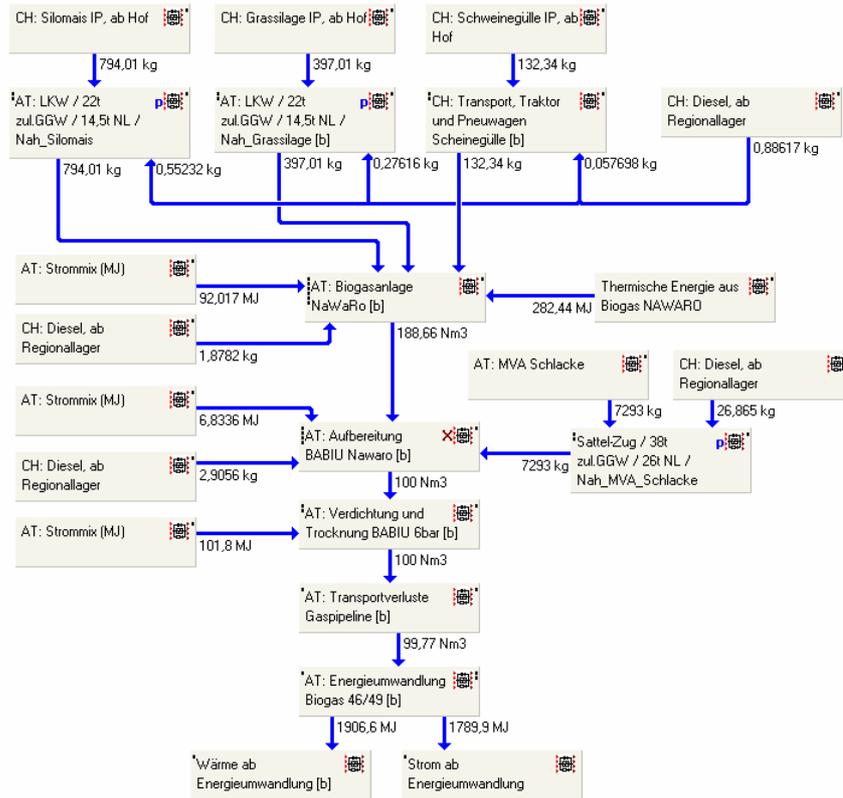


Abbildung 54: Stoffflussdiagramm NR-LKW-6-100

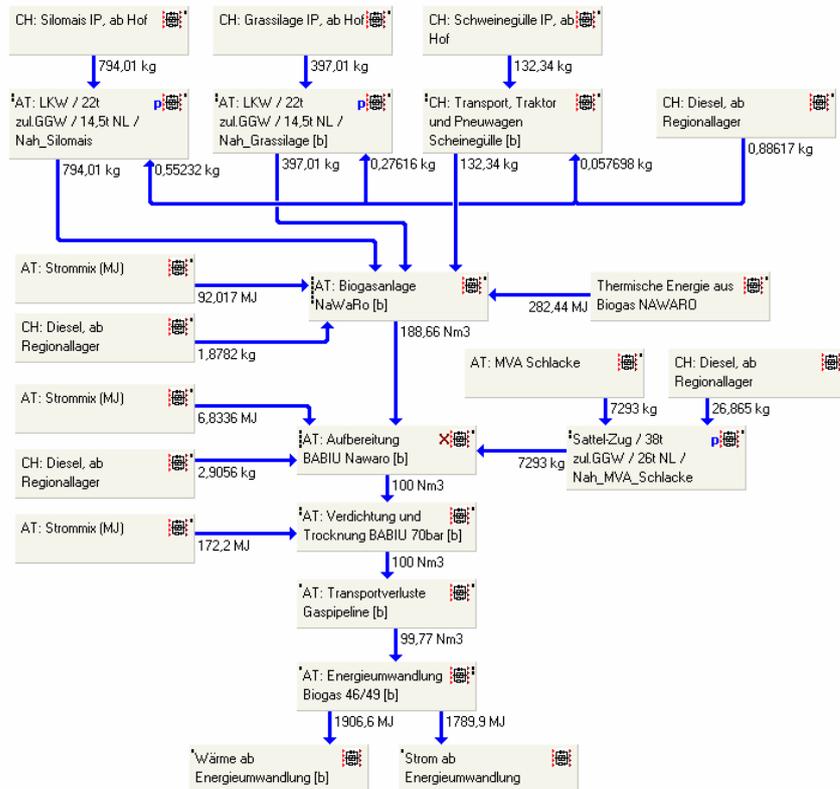


Abbildung 55: Stoffflussdiagramm NR-LKW-70-100

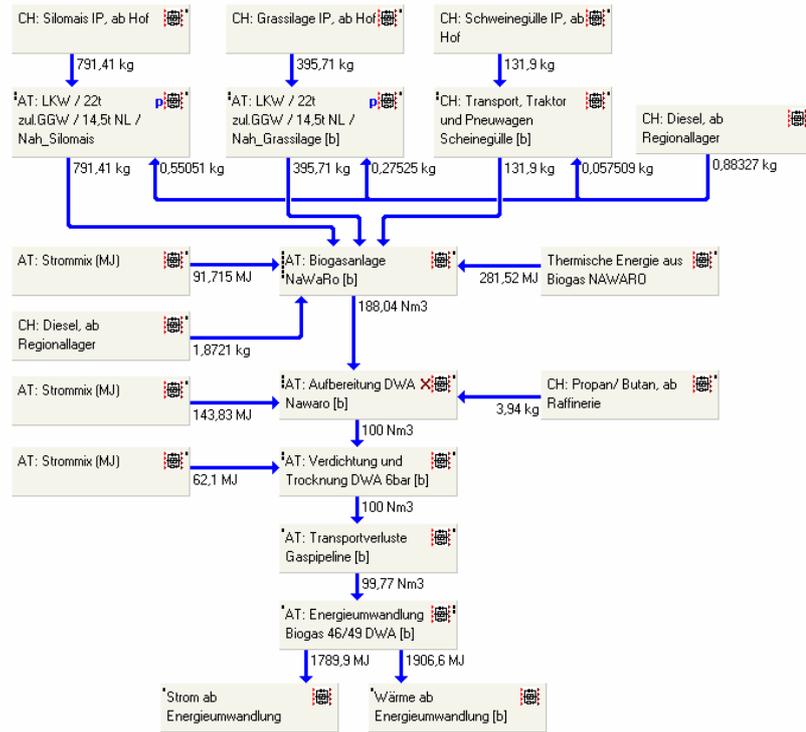


Abbildung 56: Stoffflussdiagramm NR-DWA-6

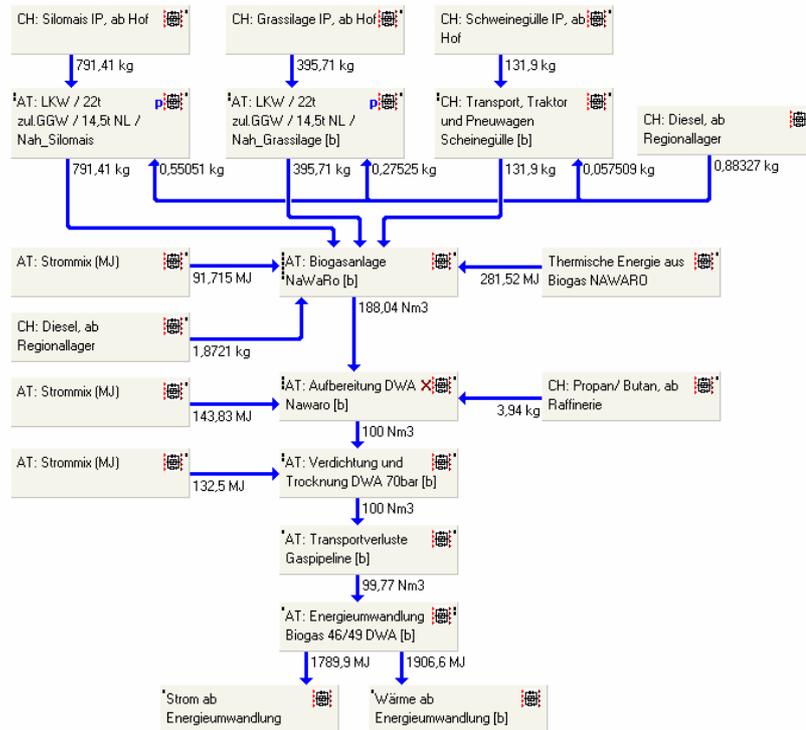


Abbildung 57: Stoffflussdiagramm NR-DWA-70

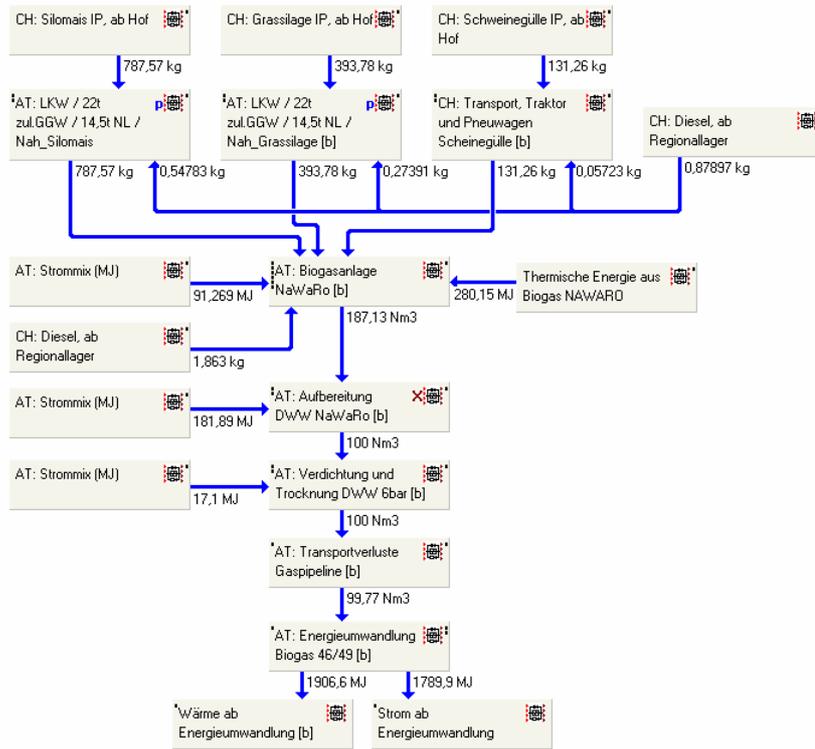


Abbildung 58: Stoffflussdiagramm NR-DWW-6

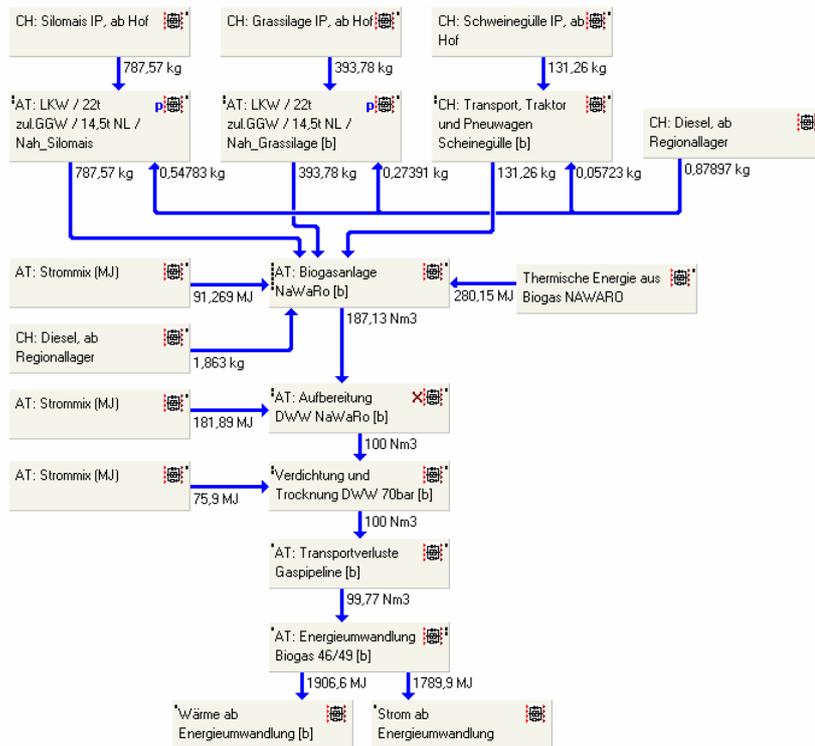


Abbildung 59: Stoffflussdiagramm NR-DWW-70

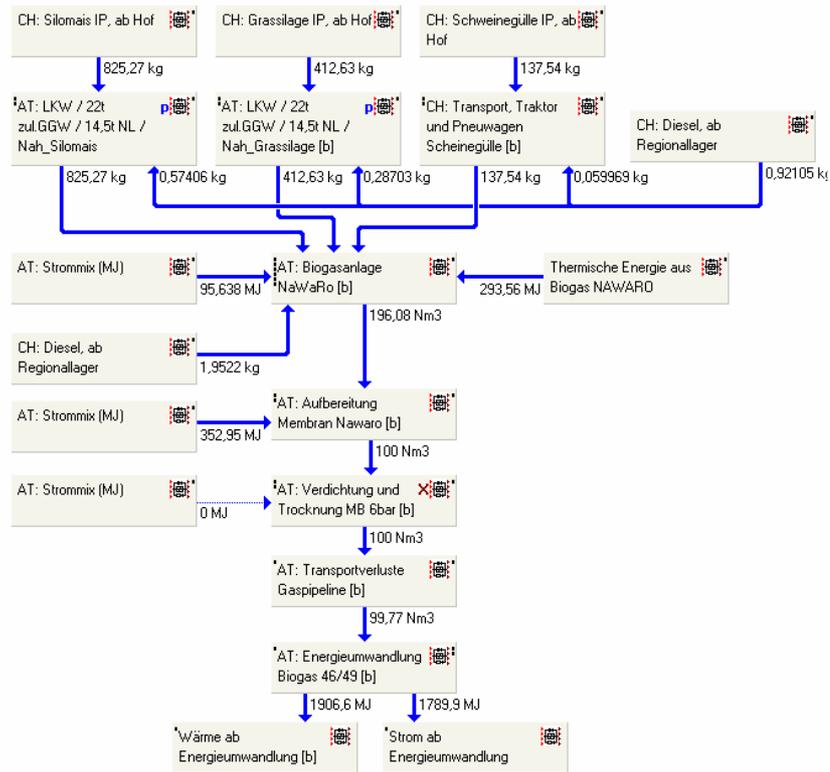


Abbildung 60: Stoffflussdiagramm NR-MB-6

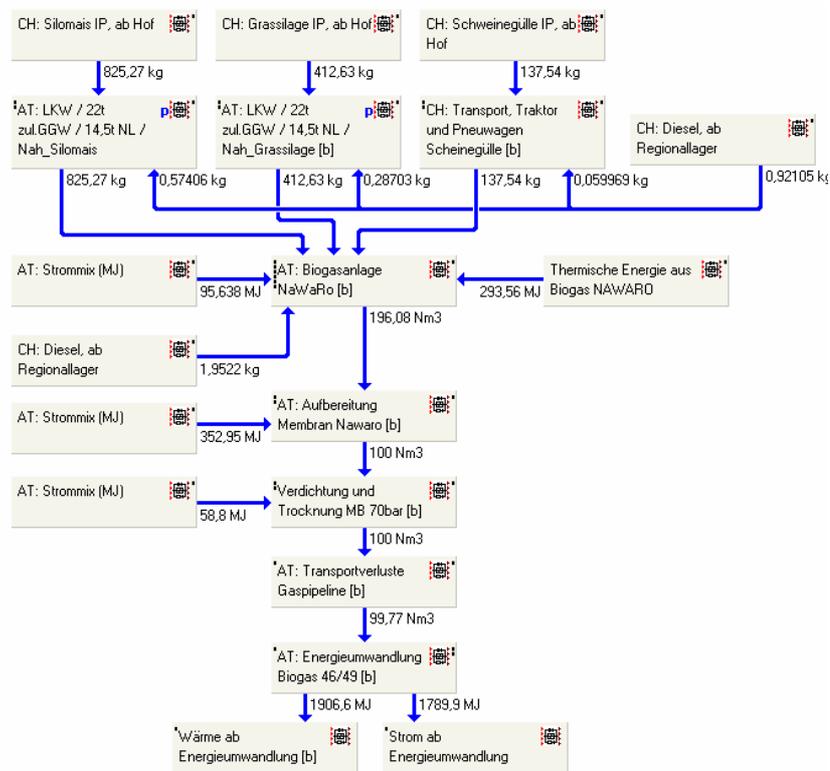


Abbildung 61: Stoffflussdiagramm NR-MB-70