

TEXTE

09/2016

Aktualisierung der Eingangsdaten und Emissionsbilanzen wesentlicher biogener Energienutzungspfade (BioEm)

TEXTE 09/2016

Gutachten

Projekt-Nr. 28232

UBA-FB 002282

Aktualisierung der Eingangsdaten und Emissionsbilanzen wesentlicher biogener Energienutzungspfade (BioEm)

von

Horst Fehrenbach, Susanne Köppen, Stefanie Markwardt, Regine Vogt
IFEU Institut für Energie- und Umweltforschung gGmbH

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber:

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
info@umweltbundesamt.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt

Durchführung der Studie:

IFEU Institut für Energie- und Umweltforschung gGmbH
Wilckensstr. 3
69120 Heidelberg

Abschlussdatum:

September 2015

Redaktion:

Fachgebiet I 2.5 Energieversorgung und -daten, Geschäftsstelle der Arbeitsgruppe
Erneuerbare Energien - Statistik
Sven Schneider

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/aktualisierung-der-eingangsdaten-emissionsbilanzen>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Februar 2016

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den
Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung

Mit dieser Arbeit werden umfassende Emissions-, Ressourcen- und Flächenverbrauchsbilanzen für über 30 Bioenergiepfade vorgelegt. Die Berechnung orientierte sich bezüglich der Methodik und der Hintergrunddaten so nahe wie möglich an den „typischen Werten“ der einschlägigen Regelwerke der EU Kommission. Für Biokraftstoffe waren das die Richtlinie 2009/28/EG bzw. deren bevorstehende Erneuerung. Für feste und gasförmige Bioenergieträger lagen das Arbeitspapier der Kommission SWD (2014) und die von JRC (2014) errechneten Standardwerte zu Grunde. Nur in wenigen Punkten, in welchen es als angemessen erschien, wurden zur besseren Abbildung der Situation in Deutschland zutreffendere Daten verwendet.

Die enge methodische Anlehnung an die genannten Regelwerke wurde im ersten Teil dieses Berichts kritisch analysiert und einem Vergleich mit möglichen Alternativen unterzogen. Im Vordergrund standen dabei die Vorgehensweise bei der Berücksichtigung der Nebenprodukte, die Berechnung der Feldemissionen mit Lachgas (N₂O) und die Einbeziehung der Nutzungseffizienz bei Strom-/Wärmeerzeugung durch Biomasse.

Im zweiten Teil wird die Berechnung der Emissionsfaktoren detailliert beschrieben. Dabei wurden mit diesem Vorhaben die THG-Emissionsfaktoren ergänzt um wesentliche weitere Luftschadstoffe (NO_x, SO₂ u. a.), Primärenergie- und Flächenverbrauch.

Bei den Biokraftstoffen liegen die vorgelegten Ergebnisse für viele Pfade höher als die typischen Werte der noch geltenden Richtlinie 2009/28/EG. Vergleiche mit anderen Datenbanken machen die z. T. großen Bandbreiten der möglichen Ergebnisse für Bioenergieträger deutlich. Mit den hier vorgelegten Emissionsfaktoren liegt erstmals ein umfassender Datensatz vor, der mit den Methodenvorgaben der EU-Regelungen genau übereinstimmt und auch mit den entsprechenden Hintergrunddaten harmonisiert ist.

Abstract

This study provides comprehensive balances carried out for emissions, resource demand and land use for more than 30 bioenergy pathways. The calculations are based on the methodology and background data as applied for the calculation of the “typical values” supposed by the pertinent EU regulations, which are directive 2009/28/EG for biofuels and the staff working paper SWD (2014) and JRC (2014) for gaseous and solid biomass for stationary energy use. Few data points have been adjusted, where it appeared to be more adequate to data which more precisely present the German situation.

The calculation methods adopted from EU regulations have been scrutinized in comparison with alternative methods with special regard on the way how to deal with co-products, the calculation method for nitrous oxide (N₂O) field emissions and how to deal with use efficiency in case of CHP.

Part two of the study describes the calculation of the emission factors in detail. The scope includes GHG emission, a number of relevant air pollutants (NO_x, SO₂ u.a.) as well as the consumption of primary energy and land.

As for the biofuels some pathways result in higher emissions rates compared to the typical values in the current directive 2009/18/EC. A comparison with other data bases discloses the large ranges of emission factors given for bioenergy pathways.

This study provides a first set of comprehensive emission factors exactly in line with the methodical requirements of the EU regulations and which are harmonized with the applied background data used for the calculation of default and typical values.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	8
Tabellenverzeichnis.....	12
Abkürzungsverzeichnis.....	14
Zusammenfassung	16
Summary	28
0 Einführung.....	40
1 Methodische Aspekte.....	41
1.1 Das Methodengerüst der EU-Regelungen.....	41
1.1.1 Generelle Regeln	42
1.1.2 Basismodule	44
1.1.2.1 Anbau von Biomasse (e_{ec}),	44
1.1.2.2 Verarbeitung (e_p , e_{ee})	45
1.1.2.3 Überschussstrom (e_{ee})	48
1.1.2.4 Transport und Vertrieb (e_{td})	48
1.1.3 Weitere spezifische Module.....	49
1.1.3.1 (direkte) Landnutzungsänderung (e_l)	49
1.1.3.2 Nutzung (e_u)	50
1.1.3.3 Emissionseinsparung durch Abscheidung und geologische Speicherung bzw. Ersetzung von Kohlendioxid (e_{ccs} , e_{ccr})	51
1.1.3.4 Zusätzliche Regeln aus SWD 2014	52
1.1.3.5 ILUC – indirekte Landnutzungsänderung	53
1.1.4 Standardwerte - typische Werte	54
1.2 Alternative methodische Vorgehensweisen	56
1.2.1 Nebenproduktbetrachtung	56
1.2.1.1 Begründung für die Wahl dieser Regel	57
1.2.1.2 Beispielhafter Vergleich verschiedener Ansätze der Nebenproduktbewertung	58
1.2.1.3 Beispielhafter Vergleich zum Umgang mit „Rückständen“	68
1.2.2 Lachgasemissionen (N_2O) beim Biomasseanbau	71
1.2.2.1 Verfügbare Modelle zur Berechnung von Lachgasemissionen	71
1.2.2.2 Beschreibung GNOC-Modell	72
1.2.2.3 Beispielhafter Vergleich von Ansätzen zur Berechnung von Lachgasemissionen	73
1.2.3 Einbeziehung der Nutzungseffizienz	78

1.2.3.1	Ansätze zur Einbeziehung der Nutzungseffizienz bei KWK-Systemen	78
1.2.3.2	Beispielhafter Vergleich verschiedener Ansätze zur Einbeziehung der Nutzungseffizienz	79
1.2.3.3	Wertung	88
1.2.4	Einfluss der Bezugseinheit	88
1.3	Methodische Festlegungen für die vorliegenden Berechnungen	90
1.3.1	Landnutzungsänderungen.....	91
1.3.1.1	Grundproblematik	91
1.3.1.2	Vorschlag eines Ansatzes zur Berücksichtigung von Landnutzungsänderungen (LUC) in der Emissionsbilanzierung von Anbaubiomassen	92
1.3.1.3	Wertung des Vorschlags	97
1.3.2	Kohlenstoffschuld bei Holznutzung.....	99
1.3.3	BioGrace-Rechenregeln.....	100
2	Emissionsbilanzen wesentlicher deutscher Bioenergiepfade.....	102
2.1	Übergreifende Aspekte	102
2.1.1	Betrachtete Datenkategorien.....	102
2.1.2	Wesentliche Eingangsgrößen	103
2.1.2.1	Biomasseanbau	104
2.1.2.2	Transport	105
2.1.2.3	Verarbeitung	105
2.1.3	Konsistente Ableitung der zusätzlichen Sachbilanzkategorien	106
2.1.4	Auswahl der für Deutschland relevanten Pfade	107
2.2	Biogas und Biomethan	108
2.2.1	Auswahl der für Deutschland relevanten Pfade	108
2.2.2	Wesentliche Parameter der Modellierung und Bilanzierung	110
2.2.2.1	Stofflich begründete Unterscheidungen zwischen verschiedenen Reststoffarten	111
2.2.2.2	Emissionen der Biogas/Biomethan-Anlagen	111
2.2.2.3	Weitere Aspekte	115
2.2.2.4	Zusammenfassende Einschätzung der Übertragbarkeit der JRC-Ansätze auf die deutschen Situation	115
2.2.3	Ergebnisse für Biogas und Biomethan	116
2.2.4	Ergebniseinordnung	118
2.3	Feste Bioenergieträger	122
2.3.1	Auswahl der für Deutschland relevanten Pfade	122

2.3.2	Wesentliche Parameter der Modellierung und Bilanzierung	124
2.3.2.1	Waldbau, Kurzumtriebsplantage (KUP) und Holzernte	125
2.3.2.2	Erzeugung von Holzhackschnitzeln, Pellets und Scheitholz	125
2.3.2.3	Transporte	126
2.3.2.4	Zusammenfassende Einschätzung der Übertragbarkeit der JRC-Ansätze auf die deutschen Situation	127
2.3.3	Ergebnisse für feste Bioenergieträger	127
2.3.4	Ergebniseinordnung	130
2.4	Flüssige Bioenergieträger (Biokraftstoffe)	133
2.4.1	Auswahl der für Deutschland relevanten Pfade	133
2.4.2	Wesentliche Parameter der Modellierung und Bilanzierung	135
2.4.2.1	Anbau	136
2.4.2.2	Verarbeitung	137
2.4.2.3	Transportentfernungen	138
2.4.2.4	Zusammenfassende Einschätzung der Übertragbarkeit (der JRC-Ansätze) auf die deutschen Situation	139
2.4.3	Ergebnisse für flüssige Bioenergieträger (Biokraftstoffe)	141
2.4.4	Ergebniseinordnung	146
3	Excel-basiertes Rechen-Tools.....	151
4	Zusammenfassung und abschließende Bewertung	154
5	Quellenverzeichnis.....	156

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Treibhausgasbilanzen für RME nach verschiedenen Varianten der Allokation und Gutschriften (GS) für Rapsschrot und Glycerin; „RED (nicht alloziert)“: Emission ohne Berücksichtigung der Nebenprodukte (aus BioGrace). „RED (alloziert)“: typischer Wert der RED, alloziert nach unterem Heizwert (aus BioGrace) „Marktpreis alloziert“: typischer Wert der RED, alloziert nach Marktpreis „Saldo (GS-Methode)“: Gutschriftenverfahren mit verschiedenen Varianten (Werte nach JEC 2014).....	18
Abbildung 2:	Treibhausgasbilanzen für RME mit verschiedenen Methoden der Berechnung der N ₂ O-Emissionen beim Anbau; DNDC: Default-Methode der RED, Summe entspricht typischem Wert der RED, IPCC: Tier 1-Methode von IPCC angewandt (Berechnung mit BioGrace), GNOC: Berechnung für 5 verschiedene Standorte in Deutschland (StO1-StO4 aus mineralischen Böden, StO5 auf organischem Boden), BioEm: N ₂ O-Emission aus JRC 2013 übernommen.	18
Abbildung 3:	Übersicht über die wesentlichen Eingangsgrößen der Berechnung; eigene Darstellung.	22
Abbildung 4:	Treibhausgasemissionswerte für Biogas und Biomethan Ergebnisse dieser Studie (BioEm) im Vergleich mit Werten von JRC (2014).	23
Abbildung 5:	Treibhausgasemissionswerte für feste Bioenergieträger Ergebnisse dieser Studie (BioEm) im Vergleich mit Werten von JRC (2014).	24
Abbildung 6:	Treibhausgasemissionswerte für flüssige Bioenergieträger (Biokraftstoffe) Ergebnisse dieser Studie (BioEm) ohne aLUC im Vergleich mit Werten der BLE, der RED 2009, sowie der jüngsten well-to-wheels-Studie (JEC 2014).....	25
Abbildung 7	Einbeziehung von Landnutzungsänderungen mit dem im Rahmen dieses Projekts entwickelten aLUC-Ansatz in die Basispfade; eigene Darstellung.	26
Abbildung 8:	Herstellungskette von RME nach der Berechnungsweise und den Hintergrund-daten der „typischen Werte“ in Anhang V der RED. Quelle: eigene Darstellung auf Basis RED, BioGrace.....	58
Abbildung 9:	Preisentwicklungen für Pflanzenöle, Ölschrote, Biodiesel und Glycerin. Quelle: AMI und FNR	60
Abbildung 10:	Prozentuale Verteilung der Lasten auf die Kuppelprodukte in den jeweiligen Prozessschritten; oben nach unterem Heizwert, unten nach Marktpreis.	60
Abbildung 11:	THG-Bilanzen für RME nach verschiedenen Varianten zu Gutschriften für Rapsschrot und Glycerin; Zahlenwerte siehe Tabelle 3.	62

Abbildung 12:	THG-Bilanzen für RME nach verschiedenen Varianten der Allokation und Gutschriften (GS) für Rapsschrot und Glycerin.....	63
Abbildung 13:	Herstellungskette von Weizenethanol nach der Berechnungsweise und den Hintergrunddaten der „typischen Werte“ in Anhang V der RED. Quelle: eigene Darstellung auf Basis RED, BioGrace	64
Abbildung 14:	THG-Bilanzen für Bioethanol aus Weizen nach verschiedenen Gutschriften-Varianten für DDGS; Zahlenwerte siehe Tabelle 5; eigene Berechnungen.....	66
Abbildung 15:	THG-Bilanzen für Bioethanol aus Weizen nach verschiedenen Gutschriften-Varianten für DDGS (GS = Gutschrift); Zahlenwerte siehe Tabelle 5.....	67
Abbildung 16:	Vergleich der THG-Bilanzen für Bioethanol aus Weizen Allokation nach unterem Heizwert bei getrockneter Schlempe (DDGS) und Nassschlempe auf Basis Frischsubstanz (Hi FS) sowie Trockensubstanz (Hi TS).	68
Abbildung 17:	Auswirkung einer Allokation von Überschussstrom auf die THG-Bilanzen für Bioethanol aus Weizen (Brennstoff Stroh) und Zuckerrohr (Brennstoff Bagasse)	70
Abbildung 18:	Auswirkung einer Allokation von Überschussstrom auf die THG-Bilanzen für Biodiesel aus Palmöl (Brennstoff Faserrückstände)	70
Abbildung 19:	Ansatz zur Berechnung von N ₂ O Emissionen im GNOC Modell.....	72
Abbildung 20:	Interaktive Web-Seite des Modells GNOC; Quelle: http://gnoc.jrc.ec.europa.eu/	73
Abbildung 21:	Einfluss der variablen Parameter im GNOC-Modells am Beispiel Raps erzeugt auf einer Fläche in Brandenburg; dargestellt als CO ₂ Äq.-Emissionen bezogen auf 1 MJ Biodiesel.....	74
Abbildung 22:	Einfluss der variablen Parameter im GNOC-Modells am Beispiel Weizen erzeugt auf einer Fläche in Brandenburg; dargestellt als CO ₂ Äq.-Emissionen bezogen auf 1 MJ Ethanol	74
Abbildung 23:	Vergleich von DNDC (Default der RED), IPCC und GNOC-Modells – Einfluss der Standortwahl auf N ₂ O-Emissionen im Anbau (oben Biodiesel aus Rapssaat, unten Ethanol aus Weizen).....	77
Abbildung 24:	Allokation nach Carnot-Effizienz (Exergie) im Vergleich zur finnischen Methode am Beispiel eines Gasmotor-BHKWs mit konstant 36 % el. Wirkungsgrad und variabler Wärmenutzung (150°C); die Flächenanteile geben die Aufteilung der Emission nach der entspr. Methode wieder, die Linie „kalorisches Verhältnis“ gibt das Verhältnis MJ Strom zu MJ Wärme wieder.	81
Abbildung 25:	THG-Emissionen alloziert auf Strom und Wärme nach Carnot-Effizienz (oben) und finnischer Methode (unten) am Beispiel eines Gasmotor-BHKWs mit konstant 36 % el. Wirkungsgrad und variabler Wärmenutzung (150°C), bei 24 g CO ₂ Äq/MJ Biogas.....	82

Abbildung 26:	THG-Emissionen alloziert auf Strom und Wärme nach Carnot-Effizienz (oben) und finnischer Methode (unten) am Beispiel eines Gasmotor-BHKWs mit konstant 30 % el. Wirkungsgrad und variabler Wärmenutzung bei 300°C Arbeitstemperatur.....	83
Abbildung 27:	Allokation nach Carnot-Effizienz (Exergie) im Vergleich zur finnischen Methode am Beispiel eines mit Holzpellets befeuerten HKWs mit variablen Strom-Wärme-Wirkungsgraden (bei 150°C Arbeitstemperatur); die Flächenanteile geben die Aufteilung der Emission nach der entspr. Methode wieder, die Linie „kalorisches Verhältnis“ gibt das Verhältnis MJ Strom zu MJ Wärme wieder.....	85
Abbildung 28:	THG-Emissionen alloziert auf Strom und Wärme nach Carnot-Effizienz (oben) und finnischer Methode (unten) am Beispiel eines mit Holzpellets befeuerten HKWs mit variablen Strom-Wärme-Wirkungsgraden (bei 150°C Arbeitstemperatur)	86
Abbildung 29:	THG-Emissionsfaktoren einer Auswahl von Holzpellets und die entsprechenden Grenzwerte; oben: brennstoffbezogene Basiswerte ohne Nutzungseffizienz (RED 2009); unten: verschiedene Nutzungseffizienzen mit verschiedenen Ansätzen zur KWK-Allokation bewertet.....	87
Abbildung 30:	Einsparung von Treibhausgasen durch Biodiesel aus Soja und Palmöl bei verschiedener Bezugseinheit (Werte aus RED 2009, Flächendaten aus BioGrace).....	89
Abbildung 31:	Proportionale Allokation von Grünlandumbruch in Deutschland auf Anbaufläche für Bioenergie	93
Abbildung 32:	LUC-Werte für verschiedene Fälle von Grünlandumbruch, nach den für Deutschland typischen klima- und bodenbezogenen Parametern.....	94
Abbildung 33:	Proportionale Allokation von Grünlandumwandlung in den USA auf Anbauflächen für Mais und Soja für Bioenergie (oben), von Entwaldung in Brasilien auf Anbaufläche für Bioenergie (Mitte) und für Palmölplantagen in Indonesien (unten)	96
Abbildung 34:	Übersicht über die wesentlichen Eingangsgrößen der Berechnung; die Schriftgröße gibt eine Orientierung über den relativen Einfluss der Größe auf das Ergebnis; eigene Darstellung.....	103
Abbildung 35:	Herstellungskette für Stickstoffdünger, modelliert durch JRC-LBSt; entnommen JRC (2014), S. 31.	104
Abbildung 36:	Struktur der untersuchten Biogas- und Biomethanpfade gemäß der Modellierung von JRC (2014)	110
Abbildung 37:	Gaserträge verschiedener landwirtschaftlicher Reststoffe (Gülle/Mist) und Reststoffe aus Verarbeitung bzw. Abfälle im Vergleich und in Relation zu den Organikgehalten; Berechnung des IFEU auf Datenbasis von KTBL.	112

Abbildung 38:	Ergebnisse für die Basispfade Biogas und Biogasmethan für THG (oben) und NO _x (unten) im Vergleich mit anderen Datenquellen	120
Abbildung 39:	Typische THG-Emissionswerte für Hackschnitzel und berechnete Werte für Scheitholz; Daten: JRC (2014), Berechnung und Darstellung IFEU.....	123
Abbildung 40:	Struktur der verschiedenen Pfade für die Bereitstellung fester Bioenergieträger gemäß der Modellierung von JRC (2014).....	125
Abbildung 41:	Ergebnisse für die Basispfade Holzhackschnitzel und Pellets für THG (oben) und NO _x (unten) im Vergleich mit anderen Datenquellen	132
Abbildung 42:	Schema zur Produktion von Biodiesel aus Altspeiseölen und Tierfetten.....	134
Abbildung 43:	Struktur der verschiedenen Pfade für flüssige Bioenergieträger (Biokraftstoffe) gemäß der Modellierung von JRC (2012, 2013).....	136
Abbildung 44:	Gegenüberstellung der Inputdaten von JRC (2013) mit den Bandbreiten aus dem NUTS-Bericht für Deutschland (Fehrenbach 2010) für den Anbau von Weizen, Zuckerrübe und Raps; oben Vergleich der Erträge, unten Vergleich von N, P-Dünger und Dieseleinsatz	140
Abbildung 45:	Ergebnisse der THG-Emissionen (ohne aLUC) für die Basispfade für Biodiesel, HVO und Bioethanol im Vergleich mit anderen Datenquellen	148
Abbildung 46:	Ergebnisse der NO _x -Emissionen für die Basispfade für Biodiesel und Bioethanol im Vergleich mit anderen Datenquellen.	149
Abbildung 47:	Vergleich der Ergebnisse der NO _x -Emissionen für die Basispfade für Biodiesel aus Rapsöl und Palmöl im Vergleich mit GEMIS und Ecoinvent.	149
Abbildung 48:	Vergleich der Ergebnisse der THG-Emissionen für Mais-Bioethanol aus den USA und der EU mit den Werten der RED 2009.	150
Abbildung 49:	Inhaltsverzeichnis des Rechen-Tools	152
Abbildung 50:	Ausschnitt aus dem Datenblatt „Hintergrunddaten“ des Rechen-Tools	152
Abbildung 51:	Ausschnitt der Oberfläche des Rechenblatts, beispielhaft am Blatt zu Biomethan aus Mais	153

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Betrachtete Bioenergiepfade	20
Tabelle 2:	Zu analysierende alternative methodische Vorgehensweisen	56
Tabelle 3:	Basisdaten zur Berechnung und Allokation der typischen Werte für RME; Basis: RED, BioGrace	59
Tabelle 4:	Verschiedene Ergebnisse zu Treibhausgasemissionsfaktoren für RME aufgrund verschiedener Annahmen zu Gutschriften für Rapsschrot und Glycerin; Basis: BioGrace, JEC (2013), IFEU-Daten	62
Tabelle 5:	Basisdaten zur Berechnung und Allokation der typischen Werte für Weizenethanol; Basis: RED, BioGrace	64
Tabelle 6:	Verschiedene Ergebnisse zu Treibhausgasemissionsfaktoren für Bioethanol aus Weizen aufgrund verschiedener Annahmen zu Gutschriften für (Trocken-) Schlempe; Basis: BioGrace, JEC (2013), IFEU-Daten	65
Tabelle 7:	Ergebnisse verschiedener Ansätze zur Berechnung von N ₂ O-Emissionen.....	75
Tabelle 8:	Wesentlichen Daten und Herleitungen für die Emissionen aus Landnutzungsänderungen	98
Tabelle 9:	Berücksichtigte Sachbilanzkategorien.....	102
Tabelle 10:	Die Naturnähe-Klassen nach dem Hemerobiekonzept (UBA 1999).....	103
Tabelle 11:	Emissionsfaktoren für Prozessenergie (bezogen auf 1 MJ Energieträger) und Angabe der verwendeten elektrischen und thermischen Effizienzen; Daten aus JRC (2013) und JEC (2014)	106
Tabelle 12:	Im Forschungsvorhaben betrachtete Pfade für Biogas und Biomethan.....	110
Tabelle 13:	Emissionen für verschiedene Substrate aus offenen Gärrestlagern.....	113
Tabelle 14:	Emissions- und Verbrauchsfaktoren der Basisvarianten für Biogas.....	117
Tabelle 15:	Emissions- und Verbrauchsfaktoren der Basisvarianten für Biomethan.....	118
Tabelle 16:	BioEm-Basisdatensätze zu Biogas und Biomethan im Vergleich mit anderen Datenquellen für THG- und NO _x -Emissionen	119
Tabelle 17:	Betrachtete Pfade für feste Biomasse	124
Tabelle 18:	Materialströme, Energieaufwand und Wassergehalte bei Holzhackschnitzel- und Pelletproduktion (entnommen aus bzw. berechnet auf Basis JRC (2014))	126
Tabelle 19:	Emissions- und Verbrauchsdatensätze der Basisvarianten für Scheitholz und Holzhackschnitzel (HHS).....	129

Tabelle 20:	Emissions- und Verbrauchsdatensätze der Basisvarianten für Holzpellets	130
Tabelle 21:	BioEm-Basisdatensätze zu Scheitholz, Hackschnitzel und Pellets im Vergleich mit anderen Datenquellen für THG- und NO _x -Emissionen.....	131
Tabelle 22:	Betrachtete Pfade für flüssige Bioenergieträger (Biokraftstoffe).....	135
Tabelle 23:	Wesentliche Inputgrößen für den Anbauschnitt der Pfade für flüssige Bioenergieträger (Biokraftstoffe) (entnommen aus bzw. berechnet auf Basis JRC (2012, 2013))	136
Tabelle 24:	Wesentliche Inputgrößen für den Verarbeitungsschnitt der Pfade für flüssige Bioenergieträger (Biokraftstoffe) (entnommen aus bzw. berechnet auf Basis JRC (2012, 2013))	137
Tabelle 25:	Transportprozesse der Biokraftstoffpfade (nach JRC (2012, 2013))	139
Tabelle 26:	Emissions- und Verbrauchsdatensätze der Basisvarianten für Bioethanol auf unterschiedlicher Rohstoffbasis	143
Tabelle 27:	Emissions- und Verbrauchsdatensätze der Basisvarianten für Biodiesel auf unterschiedlicher Rohstoffbasis.....	144
Tabelle 28:	Emissions- und Verbrauchsdatensätze der Basisvarianten für reines Pflanzenöl und hydrierte Öle (HVO).....	145
Tabelle 29:	BioEm-Basisdatensätze für Biodiesel, HVO und Bioethanol im Vergleich mit anderen Datenquellen für THG- und NO _x -Emissionen.....	147

Abkürzungsverzeichnis

aLUC	attributed land-use change (proportional zugerechnete Landnutzungsänderung)
BfN	Bundesamt für Naturschutz
BLE	Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung
BtL	Biomass to liquid
CEN	European Committee for Standardization
CH₄	Methan
CNG	Compressed natural Gas (komprimiertes Erdgas)
CO₂Äq	Kohlendioxid-Äquivalente
CONCAWE	CONservation of Clean Air and Water in Europe (Verband der Europäischen Mineralölunternehmen)
CPO	Crude palm oil (rohes Palmöl)
DDGS	Distillers' Dried Grains with Solubles (Nebenprodukt der Ethanolherstellung aus Getreiden)
DLUC	Direct land-use change (direkte Landnutzungsänderung)
DNDC	DeNitrification DeComposition
EFB	Empty fruit-bunches (leere Palmölfruchtstände)
EtOH1	Ethanol erste Generation (aus Anbauprodukten wie Getreide oder Zuckerpflanzen)
EtOH2	Ethanol zweite Generation (aus Rückständen bzw. Lignozellulose)
EUCAR	European Council for Automotive R&D
FAME	Fatty acid methylester (Fettsäuremethylester)
FFB	full fruit-bunches (volle Palmölfruchtstände)
FFC	Fossil fuel comparator
FQD	Fuel quality directive (Kraftstoffqualitäts-Richtlinie, 2009/30/EG)
GHG	Greenhouse gas
GNOC	Global Nitrous Oxide Calculator
ha	Hektar
HEFA	Hydroprocessed Esters and Fatty Acids
HHS	Holz hackschnitzel
HKW	Heizkraftwerk
HVO	Hydrotreated vegetable oil
HW	Heizwerk
ILUC	indirect land-use change (indirekte Landnutzungsänderung)
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
ISO	International Standard Organisation

JEC	Konsortium von JRC mit EUCAR und Concawe
JRC	Joint Research Center
KEA	Kumulierter Energieaufwand
KRA	Kumulierter Rohstoffaufwand
KUP	Kurzumtriebsanlage
KW	Kraftwerk
LNG	Liquefied natural Gas (verflüssigtes Erdgas)
LUC	land-use change (Landnutzungsänderung)
LULUCF	land-use, land-use change and forestry
MJ	Mega-Joule
N₂O	Distickstoffmonoxid, Lachgas
NaBiSy	Nachhaltige-Biomasse-System
NMVOC	Gasförmige organische Verbindungen außer Methan
NO_x	Stickstoffoxide (NO, NO ₂)
PM₁₀	Particulate matter mit aerodynamischem Durchmesser <10 µm (Feinstaub)
PME	Palmölmethylester
POME	palm oil mill effluent
PSA	Pressure Swing Absorption (Druckwechselabsorption)
PWS	Pressure Water Scrubbing (Druckwasserwäsche)
RED	Renewable Energy Directive (Richtlinie 2009/28/EG)
RME	Rapsölmethylester
SME	Sojaölmethylester
SO₂	Schwefeldioxid
SVO	Straight vegetable oil (reines Pflanzenöl)
THG	Treibhausgas(e)
tkm	Tonnenkilometer
ZSE	Zentrales System Emissionen

Zusammenfassung

Das Sachverständigen-Vorhaben „Aktualisierung der Eingangsdaten und Emissionsbilanzen wesentlicher biogener Energienutzungspfade – kurz BioEm – stellt Grundlagen für die Weiterentwicklung der Emissionsbilanzierung der Biomassenutzung in Deutschland bereit. Es umfasst zum einen umfassende Datensätze für eine große Auswahl an Bioenergieträgern, welche die für Deutschland relevanten Pfade abdecken. Zum anderen liefert sie eine umfassende Analyse und Bewertung der methodischen Grundlagen. Dementsprechend untergliedert sich der vorliegende Bericht in zwei Hauptteile:

1. Den Methodenteil, zu verstehen als umfassende Beschreibung und Bewertung der Rechenregeln inklusive der vergleichenden Darstellung alternativen Methoden
2. Der Herleitung und Beschreibung der ermittelten Emissionsfaktoren inklusive der konkreten Vorgehensweise und Hintergrunddaten.

Ziel

Im Kern der Arbeit steht die Entwicklung und Bereitstellung der Emissionsfaktoren, die neben den Treibhausgasen wesentliche Luftschadstoffe, Ressourcen- und Flächenverbräuche umfassen. Bei der Berechnung sollen die Regeln der bestehenden, der neuen sowie erweiterten EU-Regelwerke^{1 2} zu Grunde gelegt werden, sowie auf die Hintergrunddaten zurückgegriffen werden, die für die Berechnung der Standardwerte (bzw. typische Werte) verwendet wurden. Vom Grundsatz her sollen somit die BioEm-THG-Faktoren den „typischen“ Werten der EU-Regelwerke möglichst entsprechen. Das übergeordnete Ziel der vorliegenden Arbeit ist die Schaffung von Konsistenz mit den europäischen Regelwerken.

Das zu Grunde liegende Methodengerüst

Das vorgegebene Methodengerüst der Richtlinie 2009/28/EG (bzw. ihre erwartete Aktualisierung) und SWD (2014) wird im vorliegenden Bericht (siehe Abschnitt 1.1) ausführlich beschrieben. Es enthält folgende Hauptkomponenten:

- ▶ Generelle Regeln
 - Festlegung der funktionalen Einheit: 1 MJ Bioenergieträger bei Biokraftstoffen, bzw. 1 MJ Nutzenergie bei Umwandlung in Strom/Wärme.
 - Systemgrenze (gesamte Herstellungskette bis zu funktionalen Einheit)
 - Charakterisierungsfaktoren für die Aggregation der verschiedenen Treibhausgase (CO₂, CH₄ und N₂O) zu CO₂Äq.
- ▶ Anbau von Biomasse
- ▶ Verarbeitung, mit der Berücksichtigung von Nebenprodukten sowie Überschussstrom
- ▶ Transport und Vertrieb
- ▶ Umgang mit Landnutzungsänderung, direkt wie indirekt
- ▶ Nutzung der Bioenergieträger

¹ Für Biokraftstoffe und andere flüssige Bioenergieträger: Die *erwartete Aktualisierung und Erweiterung* der Standardwerte bzw. typischen Werte in der RL 2009/28/EG in Anhang V, Teil A und D; methodischer Teil in Teil C; die endgültige Fassung dieser Aktualisierung liegt bei der Berichtserstellung noch nicht vor. Die Autoren können lediglich auf erwartete Veränderungen und Rückschlüsse aus inoffiziellen Vorabversionen zurückgreifen.

² Das Commission Staff Working Document der EU Kommission über den Stand der Dinge zur Nachhaltigkeit fester und gasförmiger Biomasse zur Erzeugung von Strom/Wärme/Kälte (SWD 2014) und dem dazugehörigen Bericht des JRC (2014)

Vergleich alternativer methodischer Vorgehensweisen

Nebenproduktbetrachtung

Die RED schreibt für die Berücksichtigung von Nebenprodukten die Allokationsmethode nach Maßgabe des Energieinhalts, bemessen am unteren Heizwert der Originalsubstanz. Diese Festlegung begründet sich mit der Eindeutigkeit als physikalische Größe (gegenüber ökonomischen Faktoren) und damit, dass es sich im Kern um Energiesysteme handelt.

Die Systemraumerweiterung (die in ISO 14044 als bevorzugte Methode gegenüber Allokation herausgehoben wird) wird für die exakte Zurechnung auf das eine Zielprodukt (Bioenergieträger) als problematisch gewertet. Durch die Erweiterung wird gleichfalls auch die funktionale Einheit erweitert, das Gesamtergebnis gilt für Haupt- und Nebenprodukt. Die vereinfachende Variante der sogenannten Gutschriftenmethode löst dieses Problem, indem sie die positiven Beiträge, die einem Nebenprodukt durch dessen Nutzung geschuldet sind, vollständig dem Bioenergieträger zugerechnet. Diese „konsequenzielle“ Betrachtung setzt die Annahme voraus, dass dem Bioenergieträger zu Recht den Nutzen des Nebenprodukts in Form einer Gutschrift zuzurechnen ist. Weitere Annahmen sind erforderlich, um die substituierten Produkte zu definieren.

In dieser Studie wird anhand von Beispielen gezeigt, zu welchen Unterschieden die Wahl der Methode der Nebenproduktbetrachtung führen kann. Dabei wurden Allokation nach Heizwert (RED) und Marktpreisen sowie die Gutschriftenmethode mit verschiedenen substituierten Primärprodukten durchgerechnet. Abbildung 1 zeigt beispielhaft für Rapsmethylester (RME), wie unterschiedlich die Ergebnisse je nach Vorgehensweise ausfallen können.

Lachgasemissionen (N₂O) beim Biomasseanbau

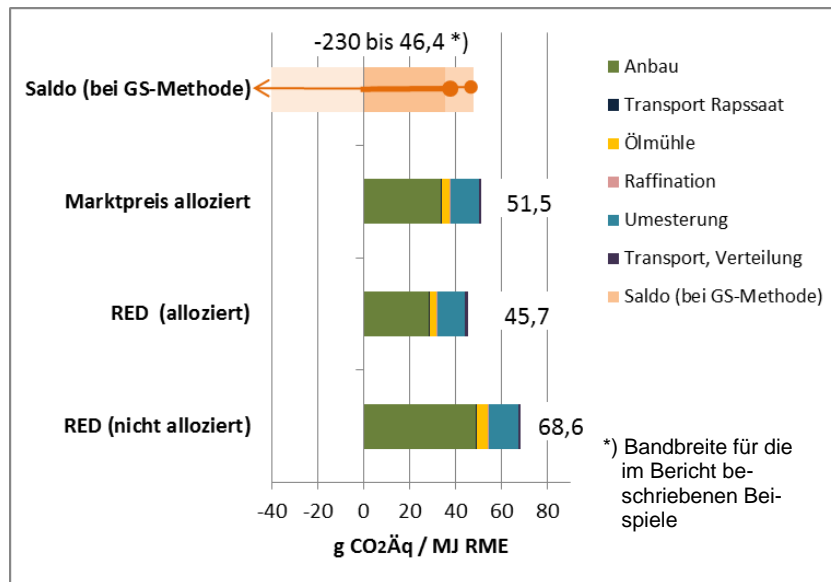
Wird Biomasse ackerbaulich und mit entsprechender Düngung erzeugt, stellen die Feldemissionen mit Lachgas (N₂O) einen relevanten Anteil zur Treibhausgasbilanz dar. Da diese Emission in der Realität nur mit erheblichem Messaufwand zu bestimmen und ist und außerdem extrem stark schwankt je nach klimatischen, pedologischen und anbautechnischen Gegebenheiten, ist sie für Anwendungszwecke wie hier nur über Modellrechnungen bestimmbar. Das bislang bekannteste Modell wurde vom IPCC (2006) veröffentlicht. JRC hatte für landwirtschaftliche Erzeugung in der EU ein eigenes Modell unter dem Kürzel DNDC entwickelt (Leip et al. 2008). Mit dieser Methode wurde die Mehrzahl der Standardwerte der RED 2009 errechnet.

Zwischenzeitlich wurde von JRC ein neuer Ansatz entwickelt, der den Ansatz von Stehfest und Bouwman (2008) mit der IPCC-Methode kombiniert. Das Modell, welches zur Errechnung der neuen Standardwerte verwendet werden soll, ist unter dem Namen PWS online verfügbar.³

In diesem Bericht wird dargestellt, welchen Einfluss die Methodenwahl auf die Ergebnisse hat. Dies ist in Abbildung 2 dargestellt: Die Berechnungen mit dem GNOC-Modell zeigen für die ausgewählten Standorte auf typisch mineralischen Böden deutliche Schwankungen. Die Spannweite reicht von Werten niedriger als die Ergebnisse mit dem DNDC-Ansatz bis zu höher als mit dem IPCC-Tier1-Ansatz. In den anderen Fällen der betrachteten Standorte mit mineralischen Böden liegen die GNOC-Ergebnisse zwischen DNDC und IPCC. Extrem fallen die Ergebnisse für organische Böden aus: im GNOC-Modell wird der höhere N₂O-Freisetzungsgrad eingerechnet und führt im Beispiel von RME zu einem Beitrag zur THG-Bilanz, der mit über 100 g CO₂-Äq/MJ höher ausfällt als die Summe aus Verarbeitung, Transport und dem übrigen Anteil des Anbaus.

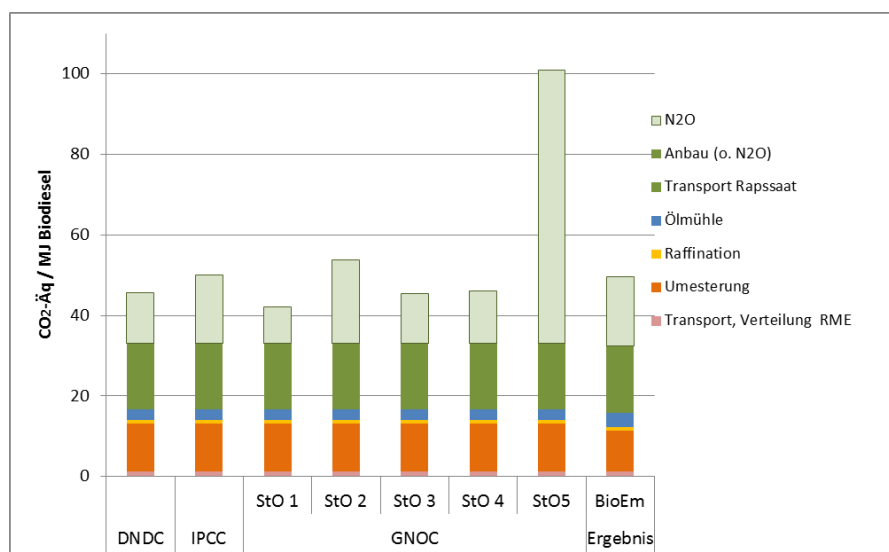
³ European Commission, Joint Research Centre, Institute for Energy and Transport: The Global Nitrous Oxide Calculator – GNOC – Online Manual Tool, Version 1.2.2, <http://gnoc.jrc.ec.europa.eu>, 18. Oktober 2013

Abbildung 1: Treibhausgasbilanzen für RME nach verschiedenen Varianten der Allokation und Gutschriften (GS) für Rapsschrot und Glycerin;
 „RED (nicht alloziert)“: Emission ohne Berücksichtigung der Nebenprodukte (aus BioGrace).
 „RED (alloziert)“: typischer Wert der RED, alloziert nach unterem Heizwert (aus BioGrace)
 „Marktpreis alloziert“: typischer Wert der RED, alloziert nach Marktpreis
 „Saldo (GS-Methode)“: Gutschriftenverfahren mit verschiedenen Varianten (Werte nach JEC 2014).



Bemerkenswert ist der Vergleich mit den Berechnungen, die JRC (2013) mit GNOC für das erwartete Update der Standardwerte vorläufig errechnet hatte (siehe der Balken rechts außen in Abbildung 2).

Abbildung 2: Treibhausgasbilanzen für RME mit verschiedenen Methoden der Berechnung der N₂O-Emissionen beim Anbau;
 DNDC: Default-Methode der RED, Summe entspricht typischem Wert der RED,
 IPCC: Tier 1-Methode von IPCC angewandt (Berechnung mit BioGrace),
 GNOC: Berechnung für 5 verschiedene Standorte in Deutschland (StO1-StO4 aus mineralischen Böden, StO5 auf organischem Boden),
 BioEm: N₂O-Emission aus JRC 2013 übernommen.



Diese Werte werden in dieser Studie zu Grunde gelegt, da davon ausgegangen wird, dass sie den zukünftig geltenden Standardwerten entsprechen werden. Sie liegen jedoch in etwa in der Höhe der Ergebnisse mit dem IPCC-Ansatz.

Vorausgesetzt JRC ändert diese Emissionswerte nicht mehr, werden sich allein wegen der neuen Lachgasberechnungsmethode die Standardwerte gegenüber der RED 2009 für einige Pfade erhöhen.

Einbeziehung der Nutzungseffizienz

In der RED 2009 spielt die Effizienz der Nutzung im Motor oder im Heizkraftwerk für die Bewertung der Biokraftstoffe und der flüssigen Biobrennstoffe keine Rolle. Als fossiler Komparator dient der alternative fossile Kraft-/Brennstoff. Mit der KOM (2010)¹¹ und der SWD 2014 hat die EU Kommission für die festen und gasförmigen Biobrennstoffe die Einbeziehung der Wirkungsgrade von Kraft-, Heizwerken und KWK-Anlagen festgeschrieben.

In dieser Studie wurde untersucht, welchen Einfluss

- ▶ die Berücksichtigung der Nutzungseffizienz und
- ▶ die Methodenwahl für die Bewertung von Kraft-Wärme-Kopplung haben kann.

Zunächst ist festzustellen, dass eine Einbeziehung oder Außerachtlassung der Nutzungseffizienz zu sehr deutlichen Unterschieden in der Bewertung eines Bioenergiepfades führen kann. Bezieht man sie ein, führt dies in der Regel zu einer differenzierteren Bewertung bei der Biomassenutzung für Strom und/oder Wärme. Bleibt die Nutzungseffizienz außen vor, erfüllen viele Bioenergieträger pauschal die Einsparkriterien, unabhängig davon, ob sie schlussendlich im nennenswerten Umfang in Nutzenergie umgewandelt werden. Die Bewertung auf der Basis der tatsächlich erzeugten Nutzenergie ist somit aussagekräftiger im Hinblick auf den effektiven Nutzen der Bioenergie.

Die Berücksichtigung der Nutzungseffizienz ist bei Anlagen mit reiner Strom- oder reiner Wärmeerzeugung einfach über die Division der brennstoffbezogenen THG-Intensität durch den jeweiligen Wirkungsgrad zu bewerkstelligen. Für die Bewertung von Strom und Wärme aus KWK schreibt SWD 2014 eine Allokation nach Carnot-Effizienz (Exergie) vor. Der entscheidende Faktor ist dabei die Temperatur der Nutzwärme. Die sogenannte „finnische Methode“ stellt eine verbreitete Alternative dar, die auf die Verhältnisse der elektrischen und thermischen Nutzungsgrade abstellt.

Die Frage, welche Methode besser geeignet ist für die Bewertung von Strom und Wärme bei KWK-Prozessen, erweist sich dabei als eher zweitrangig. Die Carnot-Methode berücksichtigt die höherwertige Exergie in Abhängigkeit der Temperatur der Nutzwärme. Dagegen setzt die finnische Methode lediglich die jeweiligen Nutzungsgrade ins Verhältnis. Bei mittleren Temperaturverhältnissen (etwa 150°C) liegen die Ergebnisse beider Methoden auch nahezu gleichauf. Mit der Carnot-Methode verteilt sich bei niedrigeren Temperaturen die Last von der Wärme zum Strom, bei höheren Temperaturen umgekehrt.

Bei Motor-BHKWs, bei denen die Höhe der Arbeitstemperatur wenig relevant ist, da in der Regel nur Heizwärme Anwendung findet, führt auch die Carnot-Methode in der Praxis zu keiner Differenzierung im Ergebnis. Bei Dampfprozessen dagegen kann es zu deutlichen Unterschieden kommen. „Hochwertige“ Wärme kann hier dem Strom deutlich mehr an Last abnehmen, als bei reinem Fernwärme-Niveau. Die durchgerechneten Fallbeispiele zeigen, dass die Methode dann durchaus entscheidend sein kann, ob eine bestimmte Stromerzeugung/Wärmekopplung das geforderte Einsparziel erfüllt wird oder nicht.

Die Auswahl der relevanten Bioenergiepfade

Nach den EU-Regelwerken wären die Bioenergieträger in folgende Gruppen zu unterscheiden:

- ▶ Biokraftstoffe (inklusive Biomethan in CNG-Qualität) und flüssige Bioenergieträger für Strom/Wärme – derzeit geregelt nach 2009/28/EG
- ▶ gasförmige und feste Bioenergieträger jeweils für Strom/Wärme – zu betrachten nach der (SWD 2014)

Von der Struktur der Pfade her wird die Untergliederung in Tabelle 1 als stichhaltiger angesehen. Die Tabelle enthält eine Übersicht aller betrachteten Basispfade. Dabei werden Pfade für Biogas und für Biomethan im Zusammenhang bilanziert, unabhängig davon ob z. B. das Biomethan am Ende als Biokraftstoff eingesetzt oder über die Einspeisung in das Erdgasnetz zur Strom- oder Wärmeerzeugung Verwendung findet. Das gleich gilt für die Reinpflanzenöle, die sowohl als Kraftstoffe als auch als Brennstoffe eingesetzt werden. Die Nutzung der Bioenergieträger ist nicht Bestandteil der hier errechneten Emissionsfaktoren.

Auf der anderen Seite bietet die Berechnung für nahezu jeden Basispfad in dem dazu erstellten Rechen-Tool eine bis mehrere Untervarianten, z. B. mit verschiedenen Energieträgern für die Verarbeitung oder verschiedenen Transportentfernungen.

Tabelle 1: Betrachtete Bioenergiepfade

Biogas und Biomethan	Feste Biomasse	Flüssige Bioenergieträger (Biokraftstoffe)
Jeweils aus	Scheitholz	Ethanol aus
Mais	Stammholz	Weizen (EU)
Ganzpflanzensilage (Weizen)	Holz hackschnitzel	Mais (EU)
Grasschnitt von Extensivgrünland	Waldrestholz	Mais (USA)
Gülle	Kurzumtriebsplantage	Roggen (EU)
organische Reststoffe (Schlempe aus Ethanolprozess)	Stammholz	Zuckerrübe (EU)
Bioabfall (Biotonne)	Industrierestholz + Altholz	Zuckerrohr (BRA)
	Holz-Pellets	Biodiesel (FAME) aus
	Waldrestholz	Raps (EU)
	Kurzumtriebsplantage	Soja (USA + Südamerika)
	Stammholz	Palmöl (Tropen)
	Industrierestholz	Altspeiseöle/Tierfette (EU)
		Rein-Pflanzenöl aus
		Raps(EU)
		Palmöl (Tropen)
		Hydrieröle aus
	Palmöl (Tropen)	
	Altspeiseöle/Tierfette (EU)	

Betrachtete Sachbilanzkategorien

Die Auswahl an Datenkategorien umfasst Emissions- und Verbrauchsfaktoren zu

- ▶ Treibhausgasen: CO₂ (fossil), CO₂ (aus LUC), CH₄ (fossil und regenerativ) und N₂O
- ▶ klassischen Luftschadstoffen: SO₂, NO_x, CO, PM₁₀, Gesamtstaub, NH₃.
- ▶ energetische Ressourcen: als KEA, differenziert in fossil, biogen, sonst. regenerative und nuklear.

- ▶ stoffliche Ressourcen: als kumulierter Rohstoffaufwand und Wasserverbrauch
- ▶ Naturraumbeanspruchung: als Fläche bewertet nach den Hemerobieklassen.

Methodische Festlegungen für die vorliegenden Berechnungen

Gemäß dem eingangs beschriebenen Hauptziel dieser Arbeit gilt als erster Grundsatz für die Berechnungen im Rahmen des Projekts die Anwendung aller Regeln in den Regelwerken und Empfehlungen der EU-Kommission zur Bewertung der Nachhaltigkeit von Bioenergieträgern. Das umschließt die RED 2009 und die dazugehörigen Mitteilungen sowie das Arbeitspapier SWD (2014).

Die Umsetzung dieses Ziels machte es notwendig, die Rechenwege für die Standardwerte bzw. „typischen“ Werte im Detail nachzuvollziehen. Erschwert wurde diese komplexe Aufgabe dadurch, dass bei Abschluss der Arbeiten die Aktualisierung des Anhangs V der RED noch nicht erfolgt ist. Die Autoren erwarten jedoch, dass die Methodik der RED (Teil C) an die des Arbeitspapiers (SWD 2014) angeglichen wird und die Berechnungsgrundlagen (Emissionsfaktoren, Hintergrundwerte, Methoden) auf den Status der JRC-Berechnungen für die festen und gasförmigen Biomassen angepasst werden.

Darüber hinaus wurde die Vorgehensweise in der vorliegenden Arbeit an einigen Stellen erweitert. So wurde ein Ansatz zu Einbeziehung von **Landnutzungsänderungen** (LUC) ergänzt. Ausgehend davon, dass die Anwendung der BioEm-Faktoren auf die durchschnittliche Situation der Gesamtheit der in Deutschland eingesetzten Bioenergieträger zielt und nicht auf einzelne Lieferungen, wird es als zweckmäßig erachtet tatsächlich stattfindende Landnutzungsänderungen umzulegen auf die im Bezugsraum erzeugten Agrarprodukte – sofern nicht direkte Bezüge zwischen einer Landnutzungsänderung und einem bestimmten Anbauprodukt hergestellt werden können. Letzteres ist z. B. der Fall bei Palmölplantagen, für deren Ausdehnung u. a. in Südostasien relativ präzise dokumentiert ist, wieviel Waldumwandlung damit verbunden ist. In Deutschland dagegen kann aus den verfügbaren statistischen Daten nicht abgelesen werden, welche Anteile des Grünlandumbruchs direkt zu Lasten von RME-Raps oder Biogas-Mais gehen. Aus diesem Grund muss hier der reale LUC unter allen Agrarerzeugnissen aufgeteilt werden. Es handelt sich somit um eine attributive Zurechnung, weswegen diese Größe in dieser Arbeit als *attributed LUC (aLUC)* bezeichnet wird. Die Ermittlung von aLUC erfolgt für die einzelnen Pfade dabei differenziert nach den geografischen Großräumen Europa, Nordamerika (Mais, Soja), Südamerika (Soja, Zuckerrohr), Südostasien (Ölpalme).

In vergleichbarer Weise wird dieser Ansatz auch für die Berücksichtigung von LUC bei der Errechnung der THG-Emissionen im Rahmen der Anwendung der Indikatoren der Global Bioenergy Partnership (GBEP) für Deutschland angewandt (Köppen et al. 2014). In hier vorliegenden Kontext ist die Vorgehensweise als pragmatisch zu bewerten, sich stellt jedoch keine „Lösung“ des ILUC-Problems dar. Es muss beachtet werden, dass die Effekte des internationalen Handels nicht einbezogen werden. Die „klassischen“ ILUC-Fragen, inwieweit zusätzlich angebaute Mais für Biogas beispielsweise Futtermittelprodukt verdrängt und in anderen Ländern deswegen zu Waldrodungen führt, werden von diesem Ansatz ebenfalls nicht beantwortet. Hierzu bedarf es des Einsatzes der inzwischen als üblich erachteten makroökonomischen Modelle.

Der hier gewählte Ansatz bleibt im regionalen bzw. nationalen Raum und verteilt die darin auftretenden LUC-Vorgänge. Man könnte ihn als *generalisierten DLUC-Wert* formulieren. Die Eignung dieses Werts im Kontext einer Gesamtbilanz liegt darin, dass die real auftretenden LUC-Effekte nicht einfach außer Acht gelassen, sondern zumindest gleichmäßig auf alle Agrarakteure verteilt werden.

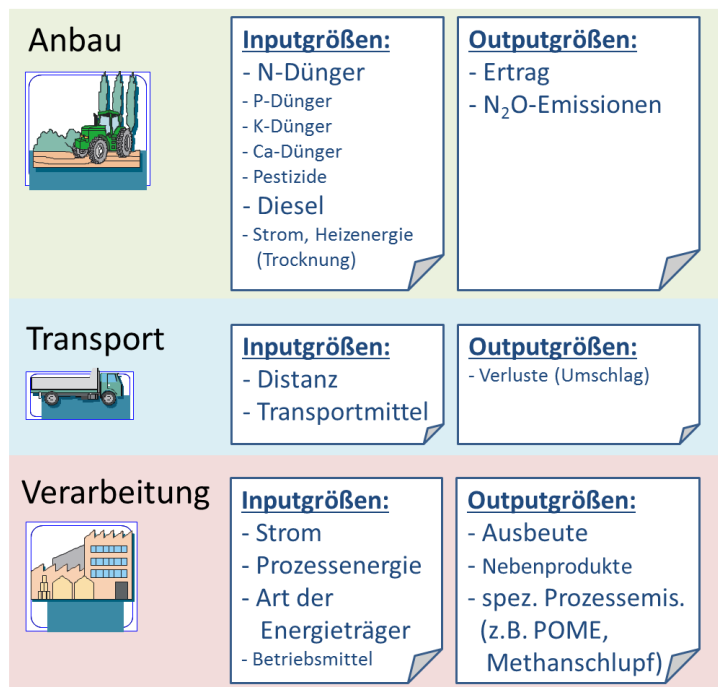
Wesentliche Eingangsgrößen

Die Bilanzierung der Pfade erfolgt aus der Basis der modular zusammengesetzten Abschnitte der Produktionskette bis zur Nutzung. In jedem Lebenswegabschnitt sind dabei unterschiedliche Ein-

gangsgrößen von entscheidender Bedeutung in ihrem Beitrag zum jeweiligen Ergebnis. Abbildung 3 gibt eine vereinfachte Übersicht über die wesentlichen Eingangsgrößen der Berechnung.

Erwähnt sei hier die von JRC gewählte Vorgehensweise beim Bezug von Strom aus dem Netz: anstelle eines durchschnittlichen europäischen Mixes wird ein „Marginalmix“ aus 50 % Steinkohle- und 50 % Erdgaskraftwerken angesetzt.

Abbildung 3: Übersicht über die wesentlichen Eingangsgrößen der Berechnung; eigene Darstellung.



Ergebnisse

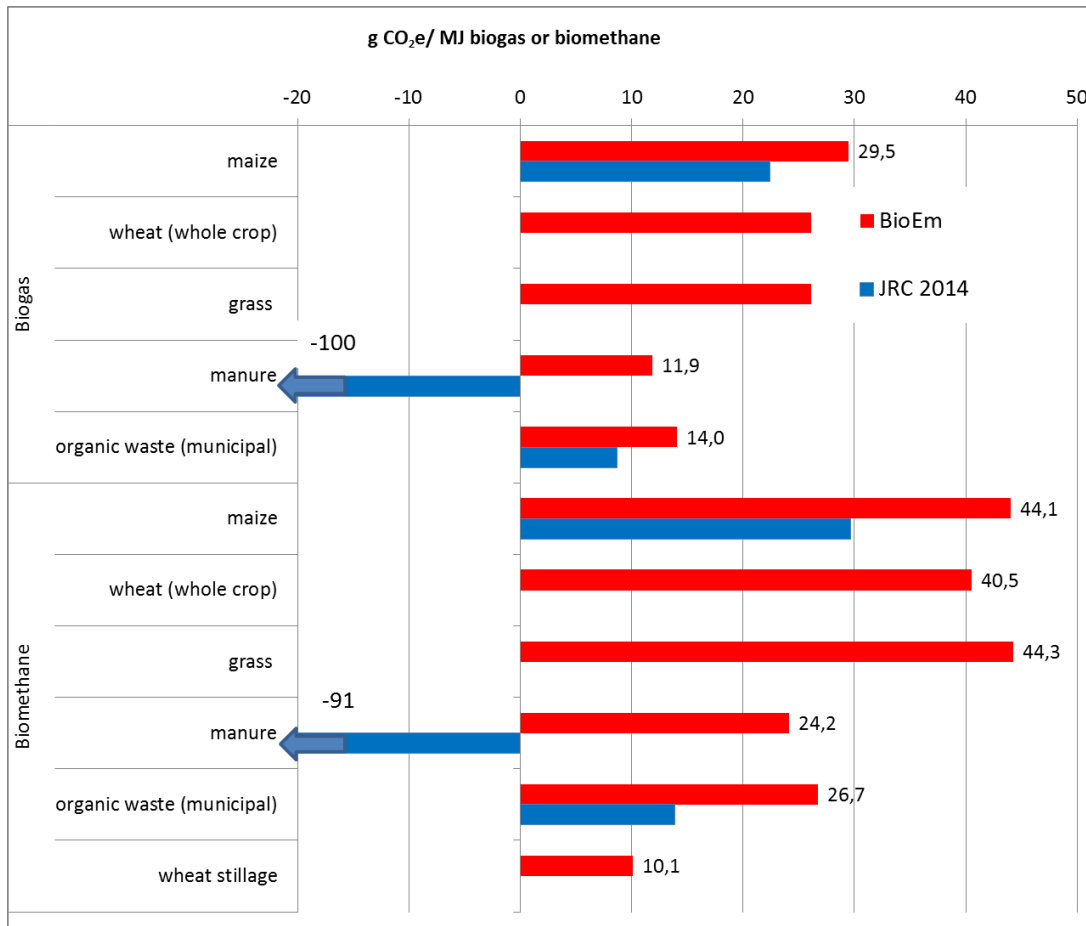
Biogas und Biomethan

Die von JRC (2014) vorgegebenen Basiseinstellungen werden in fast allen Punkten übernommen, jedoch in einzelnen Punkten an die tatsächliche Situation der Anlagen in Deutschland angepasst. Folgende Fragen im Vordergrund:

- ▶ Gaserträge der Substrate: direkt übernommen wurden die Werte für Mais und Gülle. Für die von JRC (2014) nicht betrachteten Substrate Weizen-Ganzpflanzen, Gras-Silage, Bioabfall und Getreide-Schlempe/Stroh wurden von IFEU recherchierte Daten verwendet.
- ▶ Bezüglich der Eigenenergieversorgung wurde davon ausgegangen, dass die notwendige Wärme aus dem eigenen Biogas-HKW gedeckt, der Strom jedoch aus dem Netz bezogen wird, da der gesamte selbst erzeugte Strom in das Netz eingespeist wird.
- ▶ Der von JRC angesetzte Methanschlupf von 3 % wird an Werte der realen Techniken angepasst: bei der Basisoption wird das PWS-Verfahren mit 1,5 % Schlupf angesetzt. Auch die Daten zu den Energieverbräuchen werden spezifisch zu den wählbaren Aufbereitungstechniken (PWS, PSA, Aminwäsche) eingestellt
- ▶ In der Basiseinstellung wird von geschlossenen Gärrestlagern und Nachverbrennung des Methanverlusts ausgegangen
- ▶ Von JRC unverändert übernommen werden die Transportentfernungen und die Vergabe eines Bonus für die Gülle-Vergärung bezüglich der Vermeidung von Methan- und Lachgasemissionen.

In Abbildung 4 werden die summarischen Ergebnisse für alle Biogas- und Biomethan Basispfade beispielhaft für die Treibhausgasemissionen gezeigt und den Werten von JRC (2014) gegenübergestellt. Im Anhang des Berichts finden sich umfassende Ergebnistabellen, differenziert nach den einzelnen Modulen „Anbau“, „Transport“ und „Verarbeitung“.

Abbildung 4: Treibhausgasemissionswerte für Biogas und Biomethan Ergebnisse dieser Studie (BioEm) im Vergleich mit Werten von JRC (2014).



Feste Bioenergieträger

Basisdatensätze wurden errechnet für Scheitholz, Holzhackschnitzel und Pellets. Als Ausgangsmaterial werden Stammholz für Scheitholz, Waldholzrestholz, Kurzumtriebsplantagen-Holz und Industrierestholz sowohl für Holzhackschnitzel und Pellets, sowie zusätzlich Altholz für Holzhackschnitzel betrachtet.

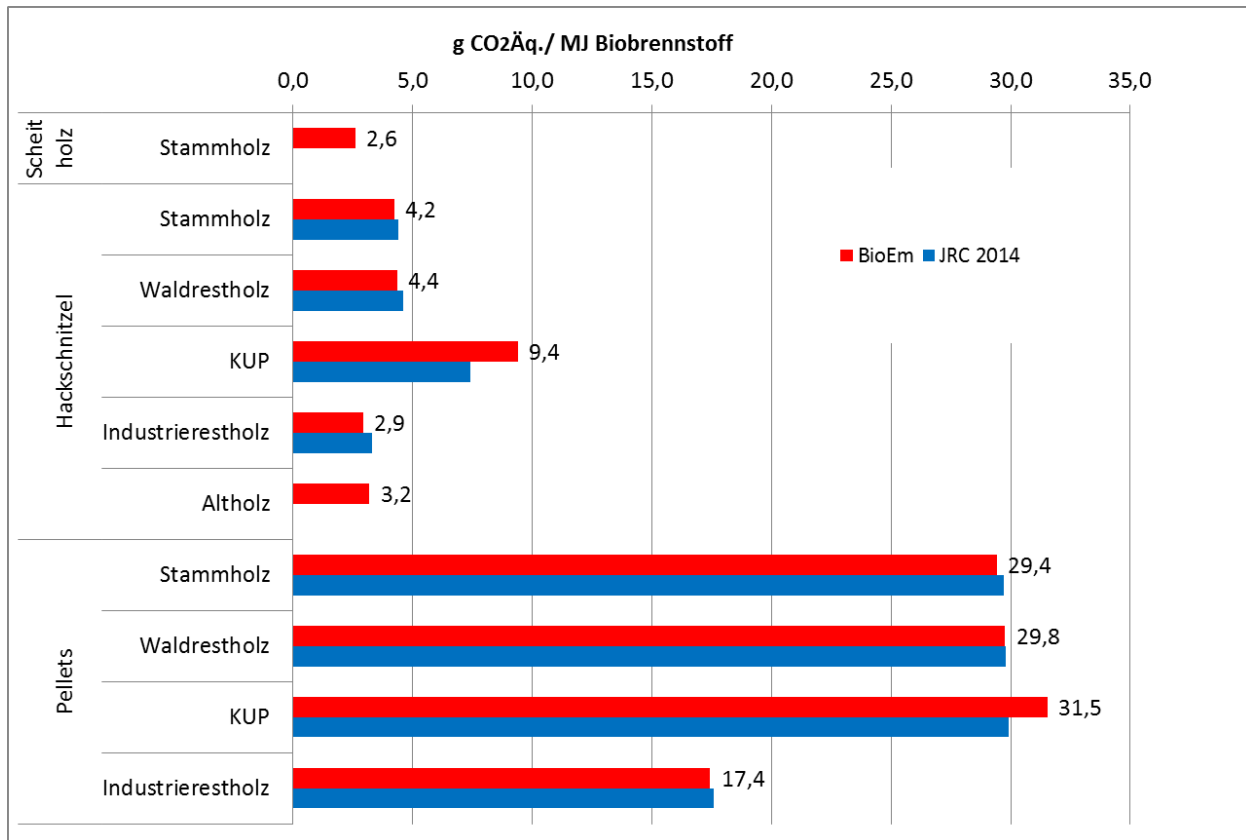
Varianten ergeben sich über verschiedene Energieoptionen bei der Pellet-Herstellung sowie in den Transportentfernungen. In der Basiseinstellung werden gesetzt:

- ▶ Energie: Strom und Wärme aus Erdgas-KWK
- ▶ Transport: 500 km für Hackschnitzel, 2.500 km für Pellets. Bei der Pelletherstellung ist außerdem ein zusätzlicher Antransport über 50 km des Rohmaterials (Hackschnitzel, Sägemehl) berücksichtigt. Für Scheitholz wird allein der Transport von der Lagerung nach Ernte zur Nutzung mit 50 km angerechnet.

In Abbildung 5 werden die summarischen Ergebnisse für alle Basispfade der festen Bioenergieträger beispielhaft für die Treibhausgasemissionen abgebildet und den Werten von JRC (2014) gegenüber-

gestellt. Im Anhang des Berichts finden sich umfassende Tabellen, differenziert nach den einzelnen Modulen „Anbau“, „Transport“ und „Verarbeitung“.

Abbildung 5: Treibhausgasemissionswerte für feste Bioenergieträger
Ergebnisse dieser Studie (BioEm) im Vergleich mit Werten von JRC (2014).

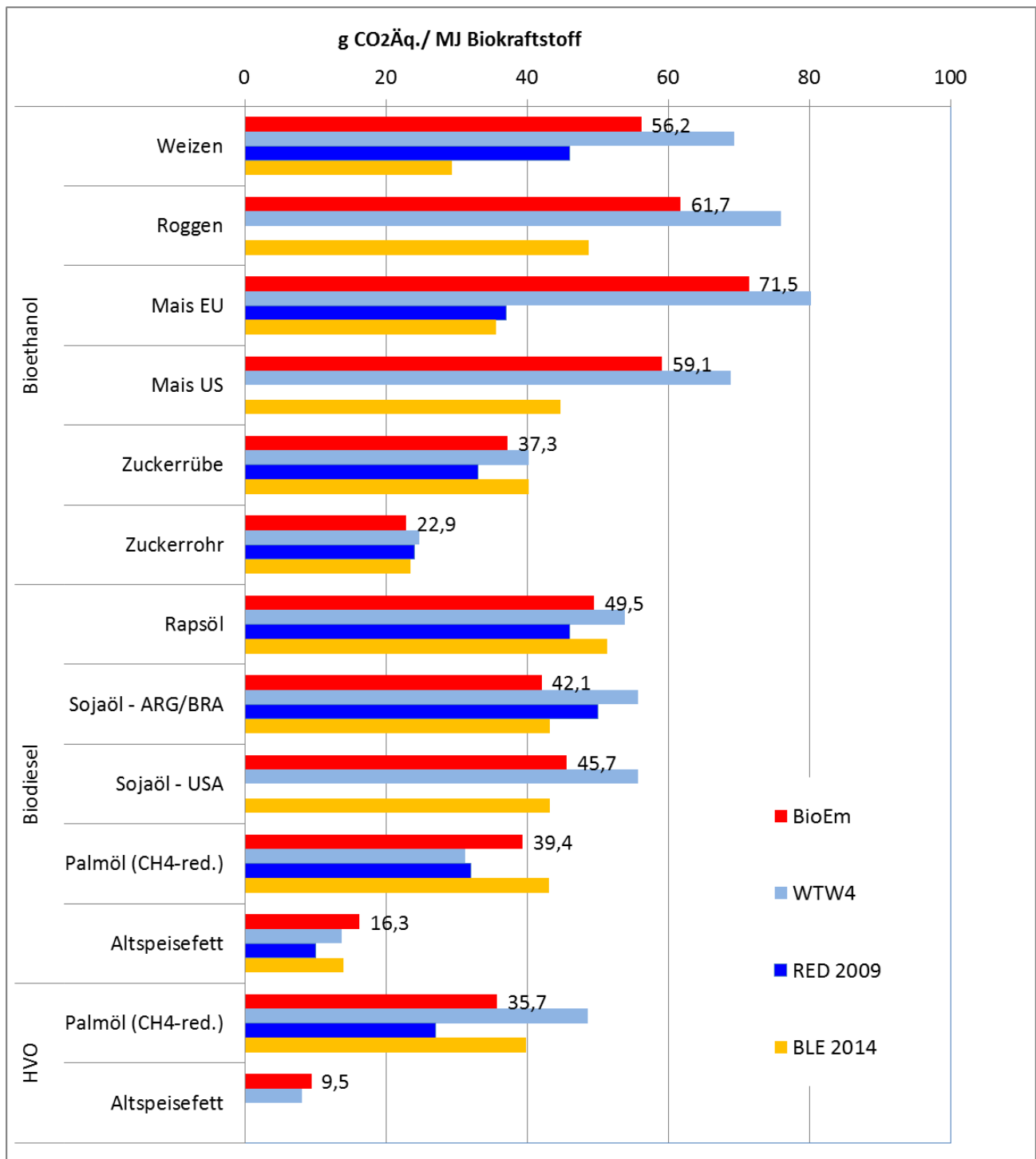


Flüssige Bioenergieträger (Biokraftstoffe)

Die in Deutschland gegenwärtig genutzten Biokraftstoffe (Biodiesel, Bioethanol, Biomethan und Pflanzenöle) beruhen auf unterschiedlichen Rohstoffen: Für Ethanol überwiegen Weizen, Mais (teilweise aus den USA), Roggen und weitere Getreide, Zuckerrübe und Zuckerrohr. Biodiesel basiert vorrangig auf Rapsöl, Palmöl, Sojaöl und Altpflanzenöl. Hydrieröle (HVO) gewinnen an zunehmender Bedeutung und werden derzeit hauptsächlich aus Palmöl hergestellt. Reinpflanzenöle (insbesondere Raps- und Palmöl) spielen gegenwärtig nur noch eine untergeordnete Rolle.

Für die Biokraftstoffe sind in erster Linie die grundsätzlichen Eingangsgrößen von Relevanz, die in Abbildung 3 bereits dargestellt wurden. Es sind dies neben den Faktoren für den Anbau (N-Dünger, Lachgas) vor allem die Art der Strombereitstellung und die Wahl der Brennstoffe für die Prozessenergie bei der Verarbeitung.

Abbildung 6: Treibhausgasemissionswerte für flüssige Bioenergieträger (Biokraftstoffe) Ergebnisse dieser Studie (BioEm) ohne aLUC im Vergleich mit Werten der BLE, der RED 2009, sowie der jüngsten well-to-wheels-Studie (JEC 2014).



Die Biokraftstoffpfade wie sie von JRC konzipiert wurden, sind trotz verschiedener Abweichungen von der „typischen“ deutschen Situation als weitgehend übertragbar zu werten. Die Mehrzahl der Differenzen führt in der Tendenz zu etwas höheren Emissionen. Insgesamt sind die „typischen“ Werte nach den JRC-Szenarien übertragen auf den deutschen Kontext als maßvoll konservativ einzuschätzen.

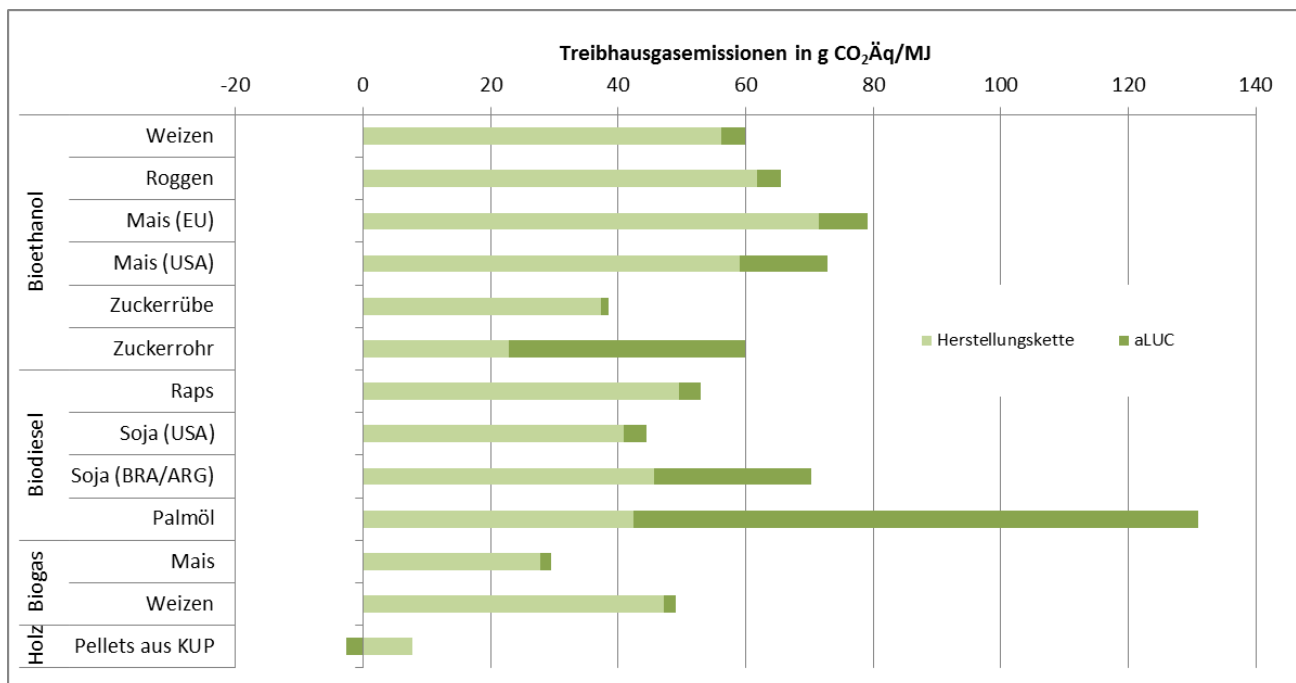
In Abbildung 6 werden die summarischen Ergebnisse für alle Biokraftstoff-Basispfade beispielhaft für die Treibhausgasemissionen gezeigt und folgenden anderen Werten gegenübergestellt wird: den typischen Werten der gültige RED 2009, Emissionswerte abgeleitet aus dem Evaluationsbericht der BLE (2014) sowie den Ergebnissen der jüngsten well-to-wheels-Studie (JEC 2014), welche weitgehend auf die gleiche Datenbasis wie BioEm zurückgreift, methodisch jedoch andere Ansätze verfolgt. Im Anhang des Berichts finden sich zu den Ergebnissen dieses Vorhabens umfassende Tabellen, differenziert nach den Modulen „Anbau“, „Transport“ und „Verarbeitung“.

Die Darstellungen in den vorangehenden Diagrammen enthalten nicht die in dieser Studie ermittelten Emissionen aus Landnutzungsänderungen. Der verwendete Ansatz führt vor allem für die Bioenergieträger aus Ländern mit real hohen Anteilen an Entwaldungen und Grünlandumbrüchen zu vergleichsweise hohen Emissionswerten: z. B. für Biodiesel aus Palmöl rund 110 g CO₂Äq/MJ, Zuckerrohrethanol 37 g CO₂Äq/MJ. Für die europäischen Biokraftstoffe liegen diese Emissionen zwischen 1 und 8 g CO₂Äq/MJ.

Ergebnisse zu Landnutzungsänderungen

In Abbildung 7 sind die Ergebnisse der Basispfade zusammen mit den entsprechenden aLUC-Werten dargestellt. Daraus wird deutlich, wie relevant Landnutzungsänderungen in den Tropen im Lichte der tatsächlichen Umwandlungen sind. Es ist dabei zu beachten, dass die abgeleiteten aLUC-Werte hinsichtlich der Fundiertheit und Belastbarkeit der zu Grunde liegenden Datenquellen unterschiedlich zu bewerten sind. Während die für Deutschland angewandten Werte sehr differenziert erstellt und mit der Berichtserstattung nach dem Kyoto-Protokoll abgestimmt sind, basieren beispielsweise die Werte für Südamerika auf sehr eingeschränkten Datengrundlagen.

Abbildung 7 Einbeziehung von Landnutzungsänderungen mit dem im Rahmen dieses Projekts entwickelten aLUC-Ansatz in die Basispfade; eigene Darstellung.



Rechentool

Für die Berechnungen aller Emissionswerte wurde im Rahmen von BioEm eine Excel-Arbeitsblattdatei angelegt, die alle erforderlichen Hintergrunddaten und Rechenschritte beinhaltet. Sie beinhaltet pro Pfad ein Arbeitsblatt mit der Grundeinstellung der jeweiligen Basisoption und der Möglichkeit, verschiedene technische Varianten zu wählen und zu berechnen. Diese Datei wurde dem UBA als Bestandteil der gutachterlichen Arbeit ausgehändigt.

Bewertende Schlussfolgerungen

Im Ergebnis sind die auf der Basis des gewählten Methodengerüsts und der harmonisierten Hintergrunddaten errechneten THG-Emissionsfaktoren für die betrachteten Bioenergiepfade bei den *festen und gasförmigen Bioenergieträgern* nahezu identisch mit den *typischen Werten* von JRC (2014). Kleinere Abweichungen ergeben sich nur dort, wo die Autoren eine Präzisierung anhand von für die deutsche Situation zutreffenderen Daten getroffen haben (z. B. bei der Biogasaufbereitungstechnik). Als erheblicher Einflussfaktor auf die Ergebnisse bei Biogas ist im Übrigen der Bonus für die Vergärung von Gülle zu sehen. Mit dieser Vorgabe aus dem SWD (2014) dürfte jede Betriebssituation einer Biogasanlage mit mehr als 20 % Anteil Gülle im Inputgemisch zu insgesamt „negativen“ THG-Emissionen führen.

Bei den *flüssigen Bioenergieträgern (Biokraftstoffen)* liegen die BioEm-Ergebnisse für fast alle Pfade höher als die typischen Werten der noch geltenden RED 2009. Die neuste Fassung der wtw-Studie (JEC 2014) bestätigt diesen Trend nach oben (siehe Abbildung 6). Da das Update der Standardwerte noch nicht vorliegt, ist eine genaue Angleichung der BioEm-Ergebnisse an die neuen Werte nicht zu erreichen. Von erheblichen Abweichungen ist jedoch nach Stand der Lage im Januar 2015 nicht auszugehen.

Vergleiche mit anderen Datenbanken machen die z. T. großen Bandbreiten der Ergebnisse für einzelne Bioenergieträger deutlich. Mit den hier vorgelegten Emissionsfaktoren liegt jedoch erstmals ein umfassender Datensatz vor, der mit den Methodenvorgaben der EU-Regelungen übereinstimmt und auch mit den entsprechenden Hintergrunddaten harmonisiert.

Summary

The current expert project “Update of Input Data and Emissions Balance of Significant Energy Consumption Pathways“ – in short, BioEm – establishes the basis for the further development of emissions balancing of biomass use in Germany. For one, it contains comprehensive data sets for a large selection of bioenergy carriers that cover relevant pathways in Germany. Additionally, it supplies a comprehensive analysis and evaluation of methodical basics. Accordingly, the report at hand is divided into two main sections:

1. The methodic part, which can be seen as a comprehensive description and evaluation of rules for computing, including the comparative presentation of alternative methods.
2. The derivation and description of the emission factors investigated, including the concrete method and background data.

Objective

The core of this project is the development and provision of emission factors, which in addition to greenhouse gases also include significant air pollutants, resource and land consumption. The calculations are to be carried out using the rules of the existing, but also the new and extended EU regulations^{4 5} as a basis, as well as background data that have been used for calculating standard values (resp. typical values). Thus in principle, the BioEm GHG factors should ideally correspond to the “typical“ values of the EU regulations. The higher objective of the present project is to create consistency among the European regulations.

Basic Methods Applied

The predefined set of methods of the Renewables Directive 2009/28/EC (resp. its expected update) and the SWD (2014) are to be described in detail in the present report (see section 1). It includes the following main components/modules:

- ▶ General Rules
 - Establishment of the functional unit: 1 MJ bioenergy carrier for biofuels, or 1 MJ of useful energy for conversion to electricity/heat.
 - System boundaries (complete production chain up to functional unit)
 - Characterization factors for the aggregation of various greenhouse gases (CO₂, CH₄ and N₂O) to CO₂e.
- ▶ Cultivation of Biomass
- ▶ Processing, taking the co-products into account as well as excess electricity
- ▶ Transport and Distribution
- ▶ Handling/Dealing with Land Utilization Changes, direct as well as indirect
- ▶ Use of bioenergy carriers

⁴ For biofuels and other liquid bioenergy carriers: The *expected update and expansion* of standard values or typical values in the Directive 2009/28/EC in Appendix V, Sections A and D; methodical section in Section C; the final version of this update is still pending at the time of this publication. The authors can solely refer to expected changes and inferences from inofficial preliminary versions.

⁵ The Commission Staff Working Document of the EU Commission on the status of sustainability of solid and gaseous biomass for generating electricity/heat/cooling (SWD 2014) and the related report of JRC (2014)

Comparison of Alternative Methodical Approaches

Looking at Co-Products

The RED stipulates the allocation method for co-products according to the energy content, measured at the lower heat value of the original substance. This definition is based on the uniqueness as a physical quantity (in comparison to economic factors) and on the fact that these are basically energy systems.

The system expansion approach (emphasized in ISO 14044 as the preferred method over allocation) is assessed as problematic for the exact attribution to one target product (bioenergy carrier). The functional unit is also expanded simultaneously through the expansion, with the total result applying to both the main and co-product. The simplified variation of the so-called credit method solves this problem by completely applying the positive inputs that are yielded by a co-product's use to the bioenergy carrier. This "consequential" view presumes the assumption that the bioenergy carrier is rightfully credited with the use of the co-product. Further assumptions are necessary in order to define the substituted products.

In this study, examples will be used to demonstrate which differences can result in the choice of the method of co-product views. To do this, various substituted primary products are calculated for allocation according to heating value (RED) and market prices as well as the credit methods. Abbildung 1 shows how different the results can be depending on the method using a model for methyl ester of rapeseed (RME).

Nitrous Oxide (N₂O) Emissions in Biomass Cultivation

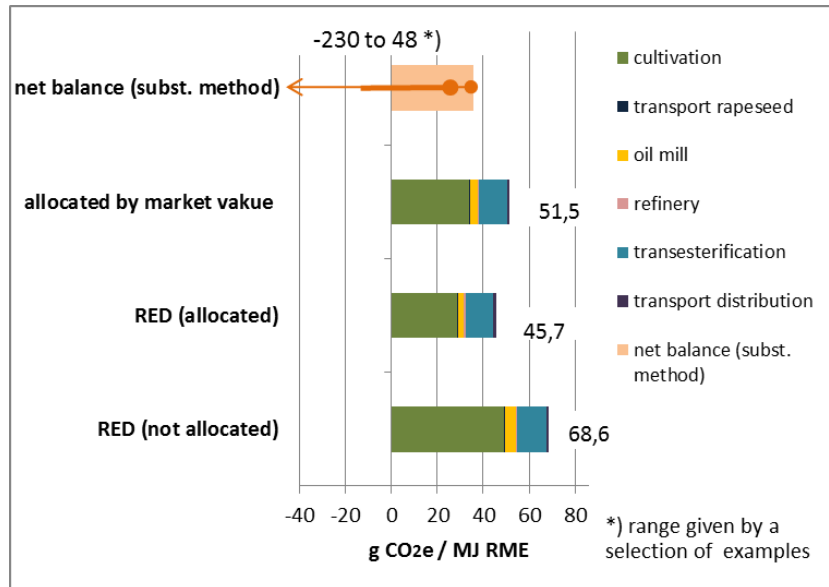
If biomass is cultivated and generated with respective fertilization, the field emissions with nitrous oxide (N₂O) present a relevant proportion of the greenhouse gas balance. Since these emissions can only be determined in reality with a considerable metrological effort and because they fluctuate extremely due to climatic, pedological and agricultural factors, they can only be determined for application such as this through model calculations. The most noted model to date was published by IPCC (2006). JRC had developed its own model for agricultural production in the EU under the abbreviation DNDC (Leip et al. 2008). The majority of the standard values of RED 2009 were calculated using this method.

Since then, JRC has developed a new approach, combining Stehfest and Bouwman's approach (2008) with the IPCC method.⁶

This report demonstrates which influence the choice of method has on the results. This is shown in Abbildung 2: The calculations with the GNOC model show evident fluctuations for the chosen location on typical mineral soils. The span ranges from values lower than the results with the DNDC approach to higher than with the IPCC tier 1 approach. In the other cases of locations with mineral soils that were examined, the GNOC results fall between the DNDC and IPCC results. The results for organic soils are extreme: In the GNOC model, the higher N₂O release factor is included and contributes in the example of RME to the greenhouse gas balance which at 100g CO₂Eq/MJ is higher than the sum of processing, transport and the rest of the share of cultivation.

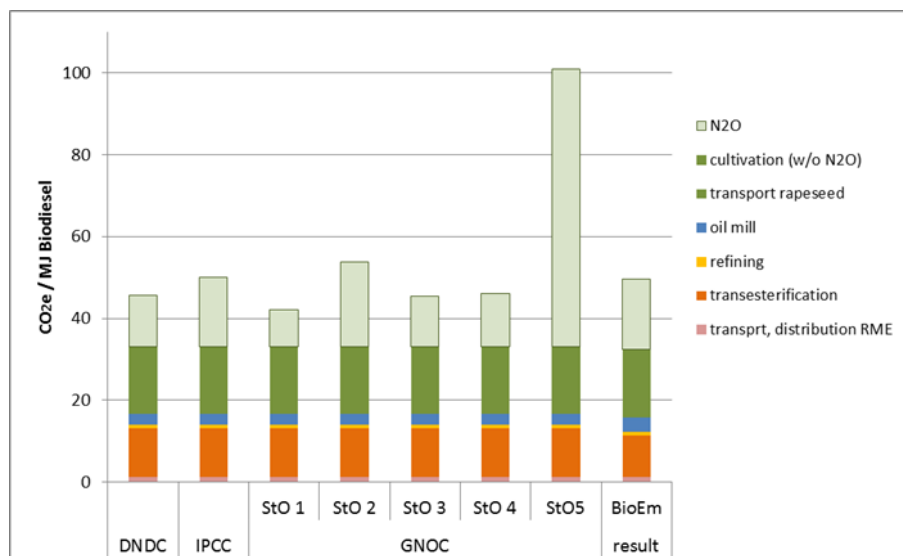
⁶ European Commission, Joint Research Centre, Institute for Energy and Transport: The Global Nitrous Oxide Calculator – GNOC – Online Manual Tool, Version 1.2.2, <http://gnoc.jrc.ec.europa.eu>, 18 October 2013

Figure 1: Greenhouse gas balances for RME according to different variations of allocation and credits for rapeseed and glycerine ;
 "RED (allocated)": Emission without consideration of co-product (from BioGrace).
 "RED (allocated)": typical value of RED, allocated according to lower heat value (from Bio-Grace)
 "Market price allocated": typical value of RED, allocated according to the market price
 "Net balance (substitutue method)": Credit method with different variations (values according to JEC 2014).



Noteworthy is the comparison with the calculations that JRC (2013) achieved when doing a preliminary calculation for the expected update of standard values using GNOC (see bar at the far right in Abbildung 2).

Figure 2: Greenhouse gas balances for RME with various methods of calculating the N₂O emissions for cultivation;
 DNDC: Default-Method of RED, total corresponds to typical value of RED,
 IPCC: Applied tier 1 method of IPCC (calculation with BioGrace),
 GNOC: Calculation for 5 various locations in Germany (StO1-StO4 from mineral soils, StO5 on organic soil),
 BioEm: N₂O emission taken from JRC 2013.



These values were used as a basis in this study, as it is assumed that they will correspond to the standard values valid in the future. They are approximately in the same range as the results using the IPCC approach.

Presuming that JRC will not change these emission values, the standard values for several pathways will be higher than the RED 2009, solely based on the new methods of calculations for N₂O.

Inclusion of the Use Efficiency

In the RED 2009, the actual efficiency in an engine or heating plant plays no role for the evaluation of biofuels and liquid biofuels. The alternative fossil fuel serves as a fossil comparator. With the COM (2010)¹¹ and the SWD 2014, the European Commission established the inclusion of the efficiency of power plants, heating plant and CHP plants for the solid and gaseous biofuels.

In this study it was examined what influence the inclusion of efficiency and choice of method can have on the evaluation of combined heat and power (CHP).

Initially it can be established that including or neglecting the efficiency can lead to very distinct differences in the evaluation of a bioenergy pathway. If it is taken into consideration, this factor generally leads to a differentiated evaluation of biomass use for electricity and/or heat. If the efficiency is excluded, many biofuel carriers generally fulfill the criteria for savings, regardless of whether they lastly can be converted into useful energy to a significant extent or not. The evaluation on the basis of useful energy actually produced is thus more significant in regard to the efficiency of bioenergy.

Taking the efficiency of plants producing only electricity or only heat can be easily determined by dividing the fuel-based GHG intensity by the respective energy conversion efficiency. The SWD 2014 stipulates an allocation according to Carnot efficiency (exergy) for the evaluation of electricity and heat from CHP. The decisive factor here is the temperature of the useful heat. The so-called “Finnish method“ is a widespread alternative, based on the ratios of electrical and thermal efficiency.

The question as to which method is better suited to evaluating electricity and heat in CHP processes proves to be of secondary importance. The Carnot method takes the higher valued exergy in relation to the temperature of the heat into consideration. The Finnish method, in comparison, only takes the respective energy efficiency in relation. At middle temperature conditions (approx. 150°C), the results of both methods are nearly identical. With the Carnot method, the burden of heat to electricity is distributed at lower temperatures, whereas the opposite is true at higher temperatures.

In BTTP motors, where the level of the working temperature is less relevant as generally only thermal heat is applied, the Carnot method does not lead to any differentiation in practice. In steam processes, however, it can lead to distinct differences. “Premium quality“ heat can take significantly more load off electricity than at the purely district-heating level. The computed case studies show that the method can play a decisive role in whether or not a certain electricity generation/combustion heat power can achieve the stipulated savings or not.

Selecting the Relevant Bioenergy Pathways

According to the EU regulations, the bioenergy carriers would be divided into the following groups:

- ▶ Biofuels (including bio methane in CNG grade) and liquid bioenergy carriers for electricity/heat – currently regulated according to directive 2009/28/EG
- ▶ Gaseous and solid bioenergy carriers for both electricity/heat – to be viewed according to the SWD 2014.

Based on the structure of the pathways, the subdivision in Table 1 is regarded as being more coherent. The table includes an overview of all basis pathways examined. The pathways for biogas and bio methane are balanced here in correlation, irregardless of whether the bio methane is lastly used as a biofuel or fed into the natural gas grid for power or heat generation. The same holds true for pure vegetable oils, which can be used as either fuels or combustibles. The use of the bioenergy carriers is not part of the emission factors computed here.

On the other hand, the calculation offers one to several subvariations for almost every basis pathway in the computing tool created, e.g. with various energy carriers for processing or for different transport distances.

Table 1: Bioenergy Pathways Examined

Biogas and Biomethane	Solid Biomass	Liquid Bioenergy Carriers (Biofuels)
Made from	Split logs	Ethanol from
Maize	Stemwood	Wheat (EU)
Whole plant silage (wheat)	Wood chips	Maize (EU)
Grass cuttings from extensive grassland	Forest logging residues	Maize (USA)
Slurry	Short rotation coppices	Rye (EU)
Organic waste	Stem wood	Sugar beet (EU)
(Stillage from the ethanol process)	Industrial wood residue + Waste wood	Sugarcane (BRA)
Biowaste (Biowaste collection)	Wood Pellets	Biodiesel (FAME) from
	Forest logging residue	Rapeseed (EU)
	Short rotation coppices	Soybean (USA + South America)
	Stemwood	Palm oil (Tropics)
	Wood industry residues	Used cooking oil/Animal fats (EU)
		Pure Vegetable Oil from
		Rapeseed (EU)
		Palm oil (Tropics)
		Hydronated Oil from
		Palm oil (Tropic)
		Used cooking oil/Animal fat (EU)

Data Categories Examined

The selection of data categories includes emissions and consumption factors for:

- ▶ Greenhouse gases: CO₂ (fossil), CO₂ (from LUC), CH₄ (fossil and regenerative) and N₂O
- ▶ Classic air pollutants: SO₂, NO_x, CO, PM₁₀, total dust, NH₃.
- ▶ Energy-related resources: as KEA?, differentiated in fossil, biogenic, other regenerative and nuclear.
- ▶ Material resources: as cumulative raw material costs and water consumption
- ▶ Land use: evaluated as an area according to Hemeroby categories.

Methodic Definitions for the Present Calculations

As described in the beginning of this summary, the main objective of this project is first and foremost to establish principles for calculations which apply all rules in the guidelines and recommendations of the EU Commission for evaluating the sustainability of bioenergy carriers. This includes the RED 2009 and the related reports as well as the EU staff working document SWD 2014.

The implementation of this objective makes it necessary to understand the different ways of computing the standard values or “typical“ values in detail. This complex task was made more difficult, as the long due update of Attachment V from the RED was still not published when this project was completed. The authors expect, however, that the methods of the RED (Section C) will be adjusted to those of the staff working paper (SWD 2014) and the basis for calculation (emission factors, background values, methods) will be adjusted to the status of the JRC calculations for solid and gaseous biomasses.⁷

Furthermore, the methods in the project at hand have been expanded in several sectors. An approach for including the **land use changes** (LUC) has been added, for example. Based on the assumption that the BioEm factors are aimed at the average situation of all bioenergy carriers applied in Germany and not on single lots, it is regarded as purposeful to allocate the actual land use changes taking place to the agricultural products generated in the reference area – provided that direct connections between a land use change and a certain agricultural product cannot be established. The latter is the case, e.g. for palm oil plantations, where deforestation due to expansions in southeast Asia can be relatively precisely documented. Contrary to Germany, where the statistical data available cannot clearly show how much grassland has been ploughed up and attributed directly to rapeseed (RME) or biogas maize. For this reason, the real LUC in this case has to be distributed among all agricultural products. Thus it is considered an attributive inclusion, as this unit is called *attributed LUC (aLUC)* in this study. The determination of aLUC for the individual pathways is differentiated according to the geographic major regions Europe, North America (maize, soybeans), South America (soybeans, sugarcane), and Southeast Asia (oil palm).

In a similar manner, this approach is also used for the consideration of LUC in the calculations for GHG emissions within the framework of the application of the indicators of the Global Bioenergy Partnership (GBEP) for Germany (Köppen et al. 2014). In the context of this project, the procedure is to be evaluated as pragmatic, yet it does not provide a “solution“ to the problem of the ILUC. It must be noted that the effects of international trade have not been included. The “classic“ ILUC questions as to which extent additionally cultivated maize for biogas displaces animal feed products and consequentially leads to deforestation in other countries are also not going to find answers with this approach. To do this, it would require the application of macro-economic models, which are regarded as common today.

The approach chosen here remains in regional or national areas and distributes the LUC processes/events occurring here. One could call it a “*generalized DLUC value*“. The applicability of this value in the context of an overall balance lies in the fact that the LUC effects that actually occur are not simply excluded, but at least evenly distributing among all agricultural stakeholders.

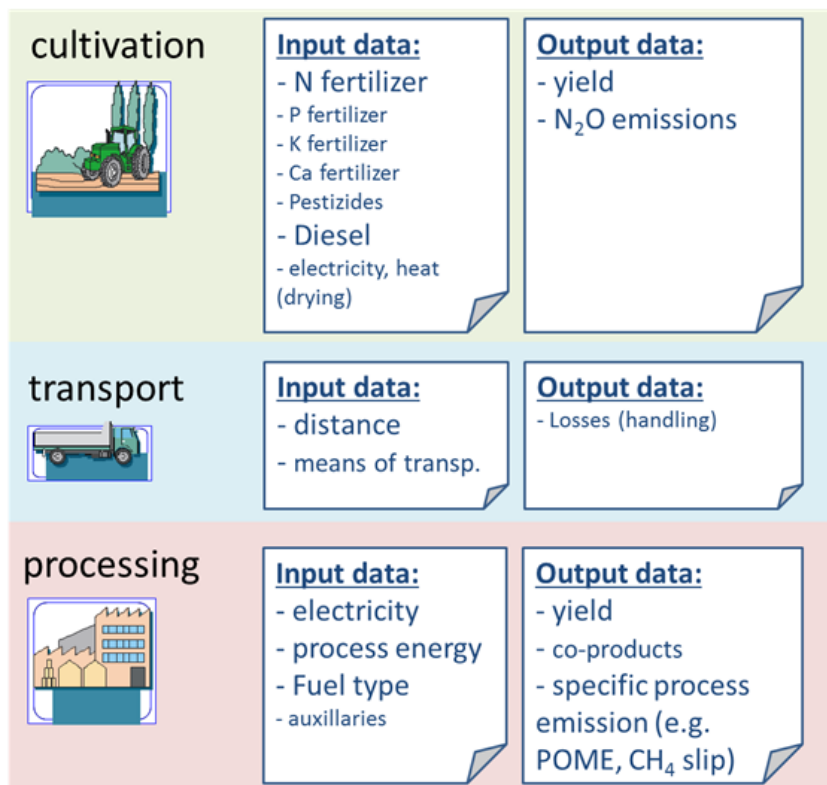
⁷ Subsequent to this expert report, investigations are to be made to evaluate if deviations to the later published final values of the directive and, if deviations are found, to examine to which extent they vary if necessary.

Significant Input Factors

The analysis of the LCA pathways occurs on the basis of the modular sectors consisting of the production chain up to actual use. Various input factors are of decisive significance in their contribution to each result in each life cycle phase. Abbildung 3 provides a simplified overview of the crucial input factors of the calculation.

The approach chosen by JRC for procuring power from the grid be mentioned here: instead of an average European mix, a “marginal mix“ of 50% coal-fired and 50% natural gas power stations was applied.

Figure 3: Overview of the significant input quantities of the calculation; own diagram.



Results

Biogas and Biomethane

The basic settings dictated by JRC (2014) were kept in almost all points, although adapted to the actual situation of the stations in Germany in individual points. The following questions in the foreground:

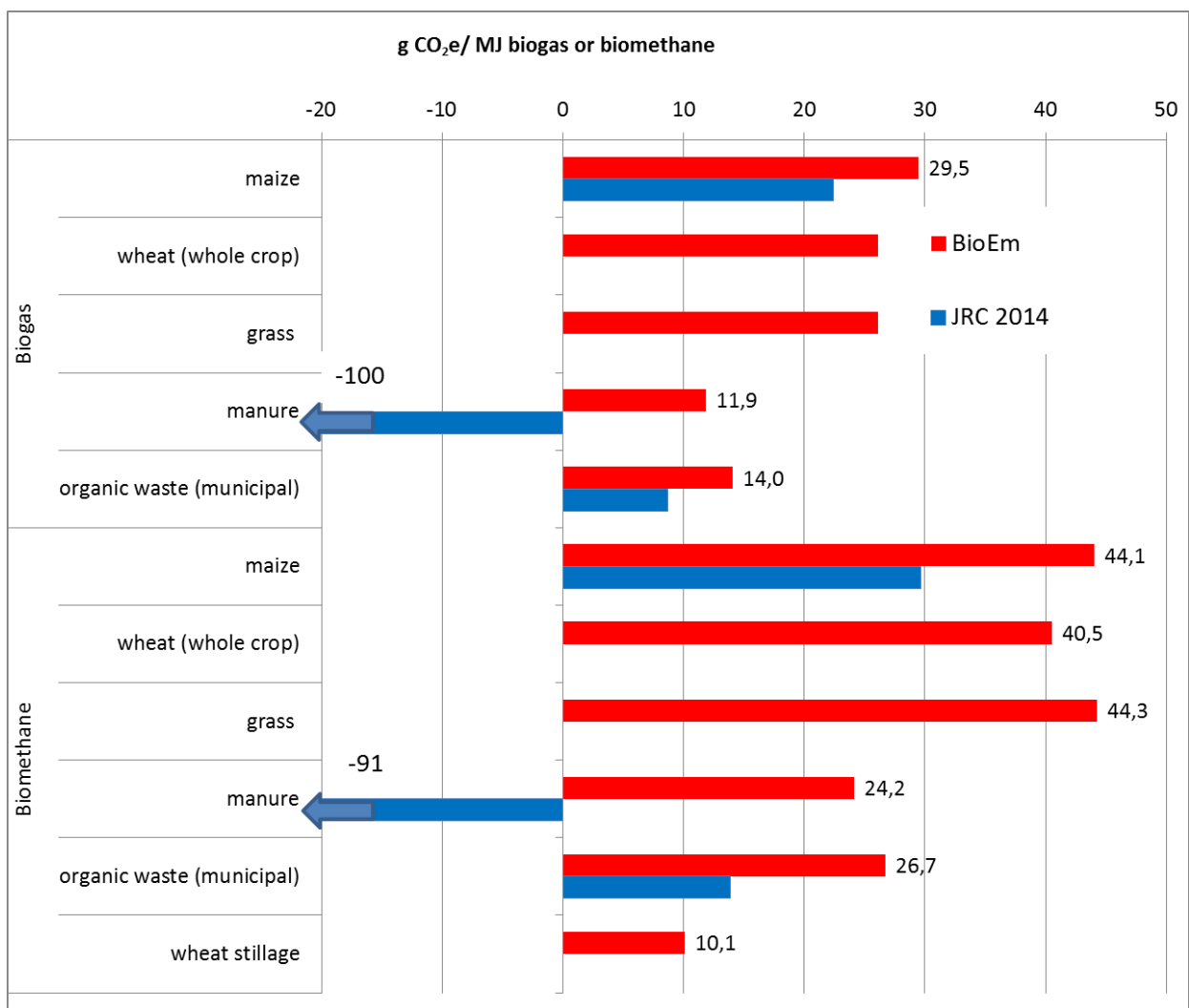
Gas yields of the substrates: The values for maize and slurry were directly adopted. For the substrates not taken into consideration by (the) JRC (2014) – wheat (whole plant), grass silage, compost and grain stillage/straw – data from IFEU research was applied.

In regard to the (self) energy supply, it was assumed that the necessary heat would come from the biogas CHP itself, whereas the electricity would come from the grid, since the total power generated would be fed into the grid.

- ▶ The methane slip of 3% estimated by JRC is adjusted to values of the actual technologies: in the basis option, the PWS procedure is set at 1.5% slip. The data for energy consumption is also set according to the specific processing technologies (PWS, PSA, amine scrubbing) chosen/selected.
- ▶ In the basic setting, closed digestate storage tanks and post-combustion of methane loss are assumed.
- ▶ The transport distances and the awarding of a bonus for the slurry fermentation to avoid methane and nitrous oxide emissions were adopted from JRC without change.

In *Abbildung 4* the summarized results for all biogas and bio methane basis pathways are used as examples for the greenhouse gas emissions and compared with the values from JRC (2014). In the Appendix of this report, comprehensive tables of results can be found, differentiated according to the individual modules “cultivation“, “transport“ and “processing“.

Figure 4: Greenhouse gas emission values for biogas and bio methane
Results from this study (BioEm) in comparison to JRC values (2014).



Solid Biomass for electricity and/or heat

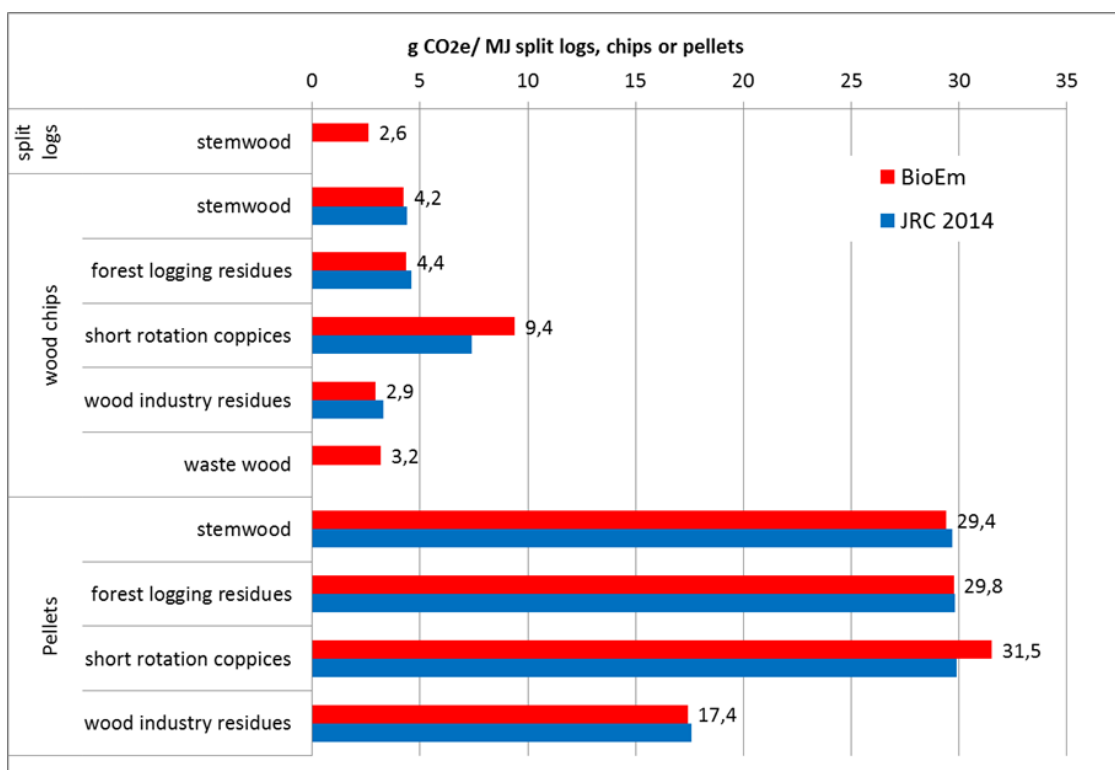
Basis data sets were calculated for split logs, wood chips and pellets. As raw/initial/starting material, stem wood was taken into consideration for split logs, forest logging residues, short rotation coppice wood and wood industry residues as well as wood chips and pellets, in addition to waste wood.

Variations occur through the different energy options for producing pellets as well as in the transport distances. In the basic setting, the following apply:

- ▶ Energy: Electricity and heat from natural gas CHP
- ▶ Transport: 500 km for wood chips, 2,500 km for pellets. For pellet production, an additional transport of 50 km for raw materials (wood chips, sawdust) was taken into consideration. Transport from storage after harvesting to utilization were calculated at 50 km for split logs.

In *Abbildung 5* the summarized results for all basis pathways of solid bioenergy carriers were compared to the values of JRC for greenhouse gas emissions in an exemplary manner. In the Appendix of this report, comprehensive tables, differentiated according to the modules “cultivation“, “transport“ and “processing“ can be found.

Figure 5: Greenhouse gas emission values for solid biomass for electricity and/or heat; Results of this study (BioEm) in comparison to JRC values (2014).



Biofuels (liquid Bioenergy Carriers)

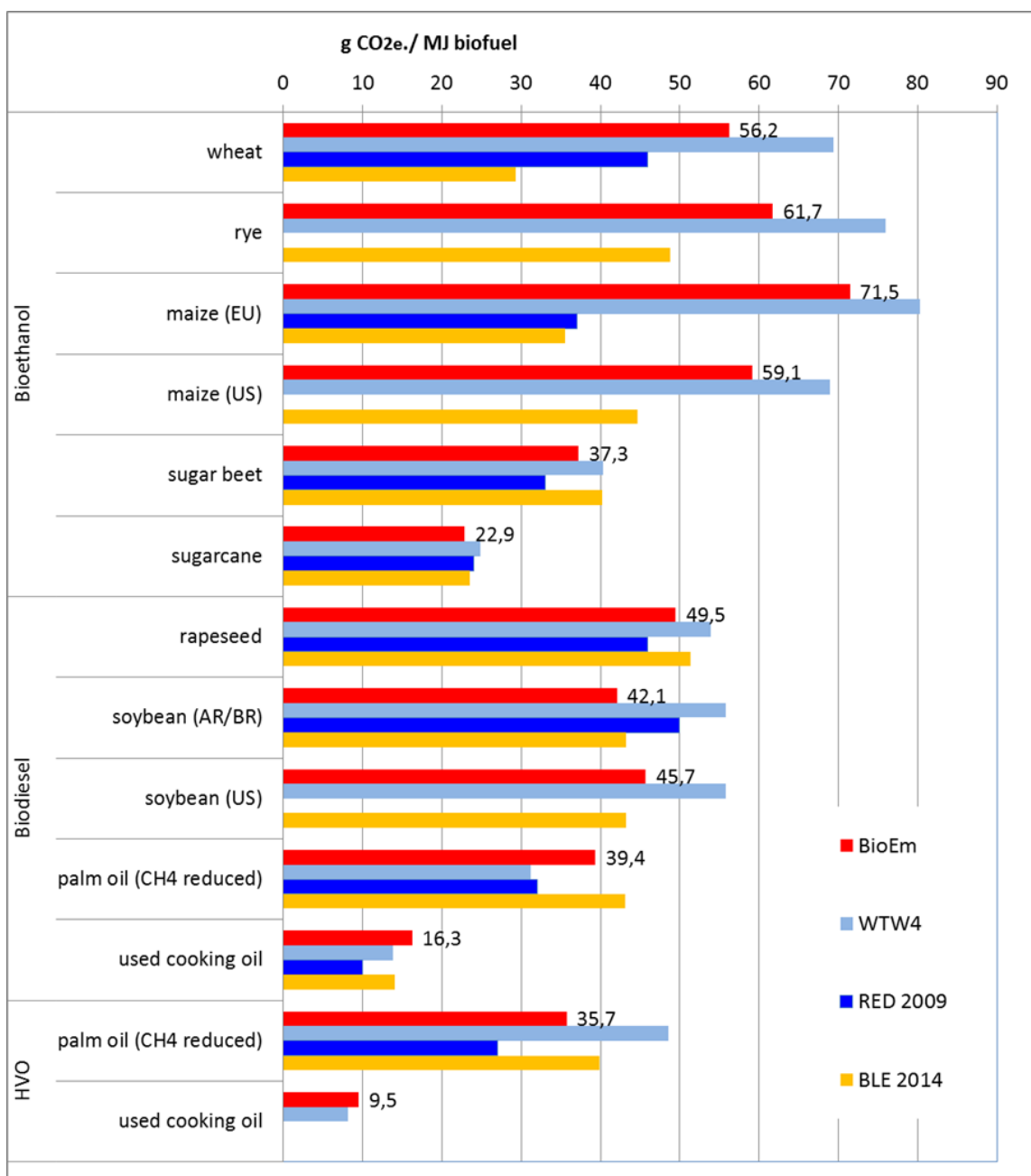
The currently used biofuels in Germany are obtained from different raw materials (biodiesel, bioethanol, biomethane and vegetable oils): For ethanol mainly wheat, maize (in part from the USA), rye and further grains, sugar beet and sugarcane are used. Biodiesel is based on mainly rapeseed oil, palm oil, soybean oil and used cooking oil. Hydronated oils (HVO) are becoming increasingly important and are currently mainly made from palm oil. Pure vegetable oils (particularly rapeseed and palm oil) presently only play a subordinate role.

For biofuels, the input values listed in *Abbildung 3* are the mainly relevant ones. These are the factors for cultivation (N-fertilizer, nitrous oxide), the kind of power supply and the selected fuels for the process energy during processing.

The biofuel pathways as conceptualized by JRC, despite various deviations from the “typical“ German situation, can still be evaluated as generally transferable. The majority of differences have a tendency to lead to slightly higher emissions. Overall, the “typical“ values according to the JRC scenarios and applied to the German context can be estimated as being moderately conservative.

In *Abbildung 6* the summarized results for all biofuel basic pathways exemplary for greenhouse gas emissions are shown and compared to the following other values: The typical values of the valid RED 2009, emission values taken from the Evaluation Report of the BLE (20014) as well as results from the latest “well-to-wheels“ study (JEC 2014). In the appendix of this report tables can be found divided into the modules “cultivation“, “transport“ and “processing“ regarding the results from this project.

Figure 6: Greenhouse gas emissions for liquid bioenergy carriers (Biofuels)
 Results of this study (BioEm) without aLUC in comparison to values of the BLE (2014), the RED 2009, as well as the most recent well-to-wheels study (JEC 2014).



The depictions in the previous charts do not include emissions from land utilization change that were investigated in this study. The applied approach leads to relatively high emission values, particularly for the biofuel carriers from countries with actual high shares of deforestation and ploughing up of grassland, e.g. for biodiesel made of palm oil approx. 110 g CO₂e/MJ. These emissions are between 1 and 8 g CO₂e/MJ for European biofuels.

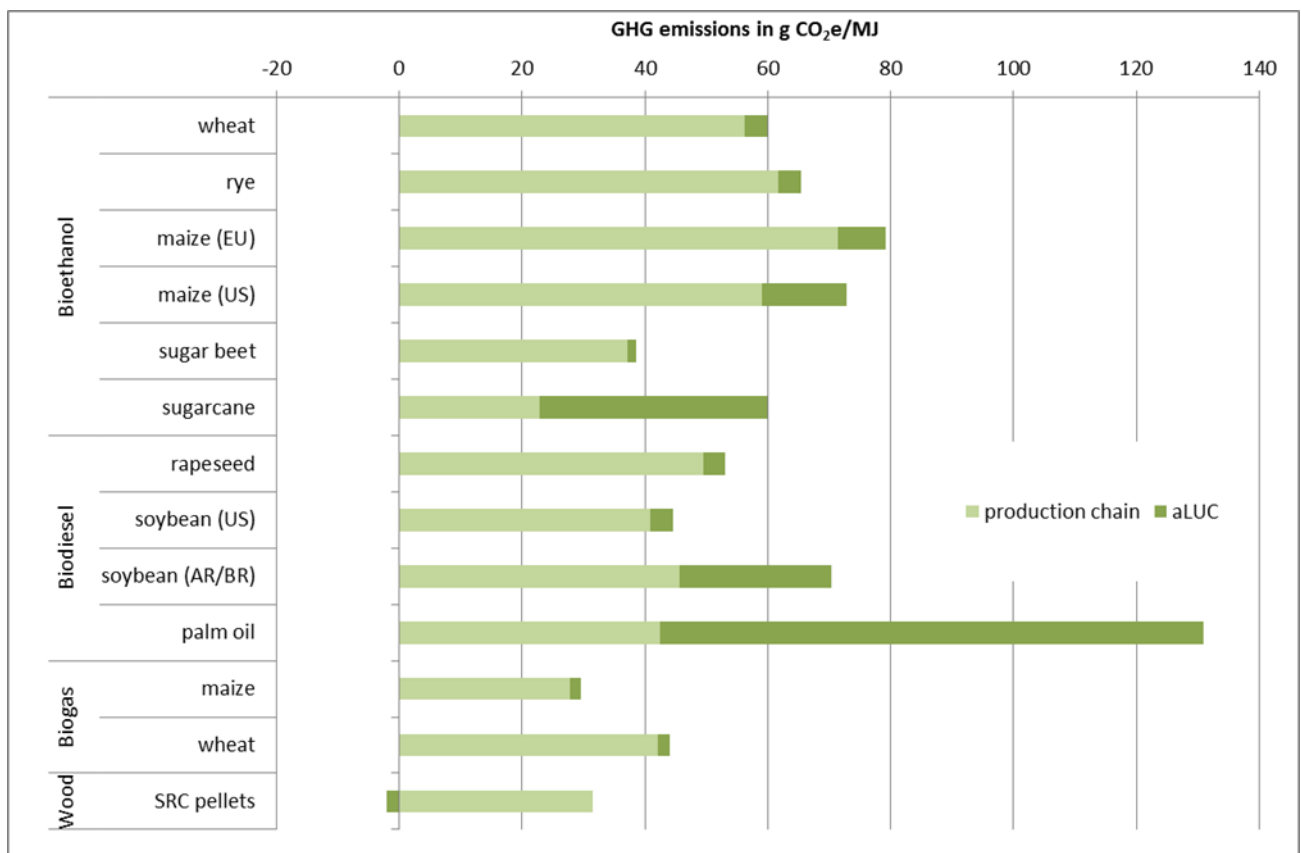
Results for Land Use Changes

In Abbildung 7 the results of the basic pathways are shown together with the corresponding aLUC values. This clearly shows how relevant land use changes are in the tropics in light of the actual changes. Please note that due to the solidity and resilience of the data sources used as a basis, the results of the deviated aLUC values are to be interpreted differently. Whereas the values applied for Germany were collected on a sophisticated scale and adapted to the Kyoto Protocol, other values such as those from South America are based on a very limited data basis.

Calculation Tool

An Excel sheet was developed within the framework of BioEm for calculating all emission values. This spreadsheet contains all necessary background data and calculation steps. It includes a spreadsheet with the basic settings of each basis option and the possibility of selecting and calculating different technical variations for each pathway. This file was presented to the UBA (German Federal Environment Agency) as a part of the expert report.

Figure 7: Inclusion of land utilization changes within the framework of the aLUC approach developed in this project for the basis pathways; own diagram.



Conclusions

The results for the greenhouse gas emissions that were calculated for the bioenergy pathways examined for *solid and gaseous bioenergy carriers* on the basis of the chosen methods and the harmonized background data in this study are nearly identical to the *typical values* of JRC (2014). Slight deviations can be found in cases where the authors were able to specify using more precise data for the German situation (e.g. for biogas treatment technology). Incidentally, a substantial influence factor on the results for biogas is the bonus for the fermentation of slurry. Using this rule from the SWD (2014), every operating situation of a biogas plant with a share of more than 20% slurry in the input mix can lead to an overall “negative“ balance of GHG emissions.

In the case of *liquid bioenergy carriers (biofuels)*, the BioEM results for almost all pathways are higher than the typical values of the currently valid RED 2009. The newest version of the wtw Study (JEC 2014) confirms this upward trend (see Abbildung 6). Since the update of (the) standard values is still pending, it is not possible to adapt the BioEm results to the new values. Based on the state of the situation in January 2015, however, significant deviations are not expected.

Comparisons with other databases show that results for individual bioenergy carriers sometimes present a broad spectrum. The emission factors presented here are the first comprehensive data set that matches the methodical requirements of the EU regulations and that harmonizes the respective background information.

0 Einführung

Ziel des Sachverständigen-Vorhabens Aktualisierung der Eingangsdaten und Emissionsbilanzen wesentlicher biogener Energienutzungspfade – kurz BioEm – ist die Schaffung von Grundlagen für die Weiterentwicklung der Emissionsbilanzierung der in Deutschland eingesetzten Biomasse. Diese sollen sowohl umfassend als auch transparent und flexibel anwendbar sein. Sie umfasst zum einen Datensätze für eine Auswahl an festen, flüssigen und gasförmigen Bioenergieträgern, welche die für Deutschland relevanten Nutzungspfade abdecken. Zum anderen liefert sie eine umfassende Analyse und Bewertung der zugrunde liegende Methoden.

Die methodische Vorgehensweise bei der Entwicklung der Emissionsbilanzen lehnt sich so eng wie möglich an die entsprechenden Regeln der bestehenden, der neuen sowie erweiterten EU-Regelwerke an^{8 9}. Die Eingangsprämisse lautet dabei: die Treibhausgas-Emissionswerte sollen den „typischen“ Werten dieser Regelwerke entsprechen.

Grundsätzlich werden vier Gruppen von Bioenergieträgern unterschieden:

- ▶ Biokraftstoffe,
- ▶ flüssige,
- ▶ gasförmige und
- ▶ feste Bioenergieträger jeweils für Strom und/oder Wärme

Die gasförmigen Bioenergieträger werden dabei unterschieden in vor Ort genutztes Biogas (sprich an der Biogasanlage in z. B. einem BHKW) und aufbereitetes Biomethan mit Einspeisung in das Erdgasnetz und späterer Nutzung für Strom und/oder Wärme oder auch als Biokraftstoff (CNG-Qualität).

Der Bericht gliedert sich in zwei Hauptkapitel:

1. Methodische Aspekte:

Die vorgegebene methodische Vorgehensweise wird mit Blick auf deren spezifischer Auswirkung auf die Ergebnisse umfassend dargestellt. Des Weiteren werden zentrale Regelfestlegungen anhand von aussagekräftigen Beispielen mit möglichen alternativen Verfahren verglichen und ausgewertet. Die Kernfrage lautet dabei: würden andere methodische Ansätze zu deutlich abweichenden Ergebnissen führen? Die Inhalte dieses Arbeitspakets sind in Kapitel 1 zusammengestellt.

2. Darstellung der errechneten vollständigen Datensätze:

Errechnet werden Bilanzen für eine Auswahl von 30 Bioenergieträgerpfaden für Treibhausgase sowie weiterer Sachbilanz-Datenkategorien. Diese werden, wie oben bereits ausgeführt, in konsistenter Weise zu den Hintergrunddaten und Methodenansätze der Regelwerke der EU aus den analogen Datenquellen entnommen bzw. abgeleitet. Die konkrete Vorgehensweise bei der Auswahl der Pfade, der Hintergrunddaten und der Berechnungen werden beschrieben. Hierbei wird fallweise analysiert, inwieweit die „typischen“ EU-Daten ausreichend repräsentativ für die Situation in Deutschland sind. Des Weiteren werden Vergleiche mit den typischen Werten der aktuellen EU-Regelwerke sowie anderen relevanten Datenbanken für die betrachteten Pfade angestellt.

⁸ Für Biokraftstoffe und andere flüssige Bioenergieträger: Die *erwartete Aktualisierung und Erweiterung* der Standardwerte bzw. typischen Werte in der RL 2009/28/EG in Anhang V, Teil A und D; methodischer Teil in Teil C; die endgültige Fassung dieser Aktualisierung lag bei der abschließenden Berichtserstellung noch nicht vor. Die Autoren konnten lediglich auf erwartete Veränderungen und Rückschlüsse aus inoffiziellen Vorabversionen zurückgreifen.

⁹ Das Commission Staff Working Document der EU Kommission über den Stand der Dinge zur Nachhaltigkeit fester und gasförmiger Biomasse zur Erzeugung von Strom/Wärme/Kälte (SWD 2014) und dem Bericht des JRC (2014)

Neben dem hier vorliegenden Bericht werden die berechneten Bilanzen dem UBA in Form einer Arbeitsblattdatei in MS-Excel-Format zur internen Nutzung übergeben.

1 Methodische Aspekte

Bei der Berechnung von Lebenswegbilanzen ist die Frage der konkreten Methodikauswahl von entscheidender Bedeutung. Betrachtet man die Praxis der Ökobilanzen, so zeigen sich „Spielräume“ in der Ausgestaltung. Maßgeblich ist dabei stets die Definition von Ziel und Rahmen und die Vorgaben der ISO 14040/44.

Sollen ökobilanzielle Berechnungen gesetzlichen Nachweispflichten dienen – wie im Fall der Erneuerbaren Energie Richtlinie 2009/28/EG (RED)¹⁰ –, müssen die methodischen Ermessensspielräume seitens des Anwenders maximal eingeschränkt werden. Die RED gibt in ihrem Anhang V Teil C methodische Regeln zur Berechnung der Treibhausgasemissionen der Biokraftstoffe vor, wie z. B. für die Behandlung von Nebenprodukten, die auch in diesem Projekt berücksichtigt werden sollen. Für manche methodische Fragen von Ergebnisrelevanz macht die Richtlinie keine Vorgabe, wie z. B. zur Bestimmung von Feldemissionen (v. a. relevant N₂O). Die Berechnung der Standardwerte in Anhang V Teil A und D der RED erfordert nichtsdestotrotz eindeutige Regeln.

Dieses Kapitel soll zunächst das Methodengerüst der RED ausführlich beschreiben. Im Weiteren werden verschiedene alternative methodische Ansätze mit den Regeln der RED anhand einiger Beispiele verglichen.

1.1 Das Methodengerüst der EU-Regelungen

Die methodischen Anforderungen der EU zur THG-Berechnung von Bioenergie werden folgenden Dokumenten entnommen:

- ▶ Für den Bereich der **Biokraftstoffe** und **flüssigen Bioenergieträger**:
 - Die **Erneuerbare Energie-Richtlinie (RED, 2009/28/EG)**, darin der Anhang V mit Teil C über die methodischen Vorgaben, sowie die Teile A und D mit den Standardwerten bzw. den typischen Werten; sowie folgende Ergänzungen zu dieser Richtlinie:
 - Mitteilung 2010/C 160/02:¹¹ hat keinen verbindlichen Charakter, soll aber kohärente Umsetzung der Nachhaltigkeitskriterien der RED erleichtern
 - Beschluss 2010/335/EU:¹² hierbei handelt es sich um die Regeln für die Berechnung des Kohlenstoffbestands im Boden¹³ für den Aspekt Landnutzungsänderung, aber auch für die „Akkumulierung von Kohlenstoff im Boden infolge besserer landwirtschaftlicher Bewirtschaftungspraktiken

¹⁰ Die Richtlinie wird im Folgenden mit der üblichen englischen Abkürzung RED bezeichnet.

¹¹ Mitteilung der Kommission zur praktischen Umsetzung des EU-Nachhaltigkeitskonzepts für Biokraftstoffe und flüssige Biobrennstoffe sowie zu den Berechnungsregeln für Biokraftstoffe (2010/C 160/02)

¹² Beschluss der Kommission über Leitlinien für die Berechnung des Kohlenstoffbestands im Boden für die Zwecke des Anhangs V der Richtlinie 2009/28/EG (2010/335/EU)

¹³ Bezug auf „Boden“ ist eine unzutreffende Übersetzung ins Deutsche; im englischen Urtext lautet es „guidelines for the calculation of land carbon stocks“ und Kohlenstoff der Vegetation plus Bodenkohlenstoff.

- ▶ Für den Bereich der **festen und gasförmigen Bioenergieträger** zur Strom-/Wärmeerzeugung :
 - Das Arbeitspapier „*State of play on the sustainability of solid and gaseous biomass used for electricity, heating and cooling in the EU*“ SWD (2014)259 der EU Kommission (2014) ¹⁴
Dieses Papier versteht sich als Update der Mitteilung KOM 2010(11) und hat damit nur empfehlenden Charakter. Von Seiten der EU werden somit keine verbindlichen Anforderungen an feste und gasförmige Biomasse zur Strom-/Wärmeerzeugung gestellt, auch nicht hinsichtlich der Treibhausgasbilanzierung.
 - sowie die dazugehörigen Treibhausgasberechnungen für eine Anzahl an Pfaden (JRC 2014)

Bei einer Aktualisierung des Anhangs V der RED wird erwartet, dass die Methodik (Teil C) den Vorschlägen aus dem Arbeitspapier (SWD 2014) angeglichen werden, die Liste an Standard- und typischen Werten erweitert wird und auch die Berechnungsgrundlagen (Emissionsfaktoren, Hintergrundwerte) an denen für die festen und gasförmigen Biomassen angepasst werden.

Die derzeit gültige Fassung der RED¹⁵ und die Vorgaben der SWD 2014 stimmen in den meisten methodischen Regeln überein. Abweichungen bestehen in folgenden Punkten:

- ▶ Zwar ist in beiden Fällen die Nutzungsphase (e_u) mit einbezogen, doch spielt diese für die Biokraftstoffe rechnerisch keine Rolle, da die biogenen CO₂-Emissionen mit Null angesetzt werden und 1 MJ Biokraftstoff funktionell mit 1 MJ fossilem Kraftstoff gleichgesetzt wird. SWD 2014 beinhaltet dagegen sowohl die Nutzungseffizienz (Strom/Wärme), die jedoch in dem Bereich aufgrund umfassenderer Substitutionseffekte auch von größerer Bedeutung sind, als auch Emissionen von Methan und Lachgas bei der Verbrennung von fester Biomasse oder Biogas.
- ▶ Da die RED die Möglichkeit der Allokation zwischen Strom und Wärme bisher nicht in Betracht zog, wurde in Punkt 16 von Teil C Anhang V eine vergleichsweise komplizierte Anleitung zur Berücksichtigung von Überschussstrom (e_{ee}) eingeführt (Gutschriftenanrechnung). Die SWD 2014 beinhaltet dagegen eine Lösung zur KWK-Allokation (siehe Punkt 1). Die Änderung ist bereits sichtbar in der in diesem Punkt abweichenden Formel:

RED:	$E = e_{ec} + e_l + e_p + e_{td} + e_u - e_{sca} - e_{ccs} - e_{cc} - e_{ee}$
SWD 2014	$E = e_{ec} + e_l + e_p + e_{td} + e_u - e_{sca} - e_{ccs} - e_{ccr}$

1.1.1 Generelle Regeln

Funktionale Einheit:

Die Bezugsgröße, auf die die durch Kraftstoffe verursachten Treibhausgasemissionen (E) zu berechnen sind, ist in der RED der Energieinhalt des Kraftstoffs:

g CO _{2eq} /MJ (Gramm CO ₂ -Äquivalent pro Megajoule Kraftstoff)
--

(Nummer 2 von RED Anhang V, Teil C)

Optional können Unterschiede zwischen Kraftstoffen auch anhand der in km/MJ ausgedrückten geleisteten Nutzarbeit berücksichtigt werden. Derartige Anpassungen sind nur zulässig, wenn Belege für die Unterschiede bei der geleisteten Nutzarbeit angeführt werden. (Nummer 3 von RED Anhang V, Teil C).

¹⁴ Das Arbeitspapier wird im Folgenden mit SWD 2014 bezeichnet.

¹⁵ Einschließlich der Änderungen durch die Richtlinie (EU) 2015/1513 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 9. September 2015

Der Bezug auf den Energieinhalt ist im Sinne der energiebezogenen RED-Ziele sinnvoll. Es sei jedoch betont, dass andere Bezugsgrößen z.B. die THG-Bilanz bezogen auf 1 ha Anbaufläche zu überaus abweichenden Ergebnisse führen können. Geht man von einer begrenzten Anbaufläche aus, so ist die optimale Bioenergie zur maximalen Ausschöpfung von Einsparpotenzialen nicht notwendigerweise jene mit dem besten Einsparwert pro MJ.¹⁶

Systemgrenze

Die mit der Herstellung der Anlagen und Ausrüstungen verbundenen Emissionen werden nicht berücksichtigt.

(Nummer 1 von RED Anhang V, Teil C)

Dies ist eine klare und praktikable Abgrenzung des Systemraums. Tatsächlich wäre nicht nur ein Marktteilnehmer bei weitem überfordert, hierzu Daten zu erfassen und in die Bilanz per Abschreibungsmodell zu berücksichtigen. Grundsätzlich würde eine Einrechnung der Investitionsgüter eine weitere Regel notwendig machen, die definiert, wann die Grenze des Systems zu ziehen sei, da die Herstellung von Anlagen wiederum Anlagen für die Herstellung voraussetzt und damit eine Endlosschleife eröffnet.

Wertet man verfügbare Datenmodelle, die Materialvorleistungen zu Investitionsgütern beinhalten (z.B. Ecoinvent, GEMIS) aus, so ist in der Mehrzahl der Fälle erkennbar, dass die entsprechenden Emissionen sehr geringe Anteile annehmen. Beispielsweise unterscheiden sich die Emissionsfaktoren in GEMIS 4.9 für Rapsbiodiesel mit oder ohne Materialvorleistung lediglich um 0,5 %.¹⁷

Charakterisierungsfaktoren

In Nummer 5 von RED Anhang V, Teil C sind folgende Faktoren zur Berechnung der CO₂-Äquivalenz aufgeführt:

CO ₂	1
N ₂ O	296
CH ₄	23

Diese Werte entstammen IPCC (2001) und weisen damit mehrere Probleme auf:

1. Sie entsprachen bereits bei der Veröffentlichung nicht mehr dem aktuellen Stand der Forschung (IPCC 2007)
2. Sie korrespondieren ebenso wenig mit den (noch immer) im Rahmen der Kyoto-Berichterstattung anzuwendenden Faktoren (IPCC 1995)
3. Sie differenzieren nicht zwischen fossilem und erneuerbarem CH₄
4. Sie wurden bei der Berechnung der RED-Standardwerte nicht beachtet (angewandt wurden die IPCC 2007-Werte, jedoch ohne Differenzierung bei CH₄)

JRC (2014) übernimmt die Faktoren von IPCC 2007 (N₂O: 298; CH₄: 25), jedoch ebenfalls ohne Differenzierung bei Methan¹⁸. Es gilt als sicher, dass eine Novelle der RED dem folgen wird. Es sei an

¹⁶ Siehe hierzu die kurze Analyse in Abschnitt 1.2.4.

¹⁷ Datensatz für Rapsbiodiesel ohne Materialvorleistung: 55,43 g CO₂Äq/MJ; mit Materialvorleistung: 55,69 g CO₂Äq/MJ

¹⁸ Diese Differenzierung ist leider nicht bei allen Ökobilanzpraktikern üblich. Auch die Well-to-Wheel-Studien von JEC betrachten nur den einheitlichen Faktor, der den fossilen Charakter des CO₂ aus atmosphärisch abgebauten Erdgas-Methan außer Acht lässt.

dieser Stelle angemerkt, dass zwischenzeitlich IPCC im fünften Assessment Report (IPCC 2013) Methan mit 28 und fossiles Methan mit 30 als GWP₁₀₀-Faktoren angibt.

1.1.2 Basismodule

Die Berechnung der typischen Werte bzw. Defaultwerte beinhaltet ausschließlich Emissionen aus den Schritten:

- ▶ Anbau von Biomasse (e_{ec}),
- ▶ Verarbeitung ($e_{p,r}$),
inklusive der Emissionseinsparung durch überschüssige Elektrizität aus Kraft-Wärme-Kopplung (e_{ee})
- ▶ Transport und Verteilung (e_{td})

Im Folgenden werden die methodischen Regeln zu diesen Schritten sowie eine Reihe genereller Regeln eingehender beschrieben. Im Anschluss daran werden auch die anderen Lebenswegkomponenten kurz erläutert.

1.1.2.1 Anbau von Biomasse (e_{ec}),

RED Anhang V, Teil C, Nummer 6:

Die Emissionen bei der Gewinnung oder beim Anbau der Rohstoffe (e_{ec}) schließen die Emissionen des Gewinnungs- oder Anbauprozesses selbst, beim Sammeln der Rohstoffe, aus Abfällen und Leckagen sowie bei der Herstellung der zur Gewinnung oder zum Anbau verwendeten Chemikalien ein. Die CO₂-Bindung beim Anbau der Rohstoffe wird nicht berücksichtigt. Zertifizierte Reduktionen von Treibhausgasemissionen aus dem Abfackeln an Ölförderstätten in allen Teilen der Welt werden abgezogen. ...

Die Wortwahl verrät, dass diese Regelung auch für fossile Kraftstoffe gedacht ist (der Begriff „Gewinnung“ lautet im englischen Original „extraction“, „Abfackeln an Ölförderstätten“). Ansonsten enthält die Regelung keine spezifischen Vorgaben, wie die Berechnung des Anbaus zu gestalten ist. Dies ist bemerkenswert in Anbetracht der erheblichen Auswirkungen von Annahmen und Vorgehensweisen bei der THG-Berechnung gerade für den Anbau. Als besonders relevant zu nennen ist hierbei:

- ▶ Berechnungsweise der Lachgasemissionen
- ▶ Umgang mit Wirtschaftsdünger
- ▶ Zeitliche Systemgrenze (Umgang mit Fruchtfolgen)

Die Mitteilung 2010/C 160/0 (Anhang II) führt dazu nur aus:

Anbau (Punkt 6)

Zu den Inputs/Variablen, die sich auf die Emissionen aus dem Anbau auswirken, gehören in der Regel Saatgut, Kraftstoff, Düngemittel, Pestizide, Ertrag und N₂O-Emissionen aus dem Boden. Die kurzzeitige Aufnahme von Kohlendioxid in den Pflanzen im Rahmen des Kohlenstoffkreislaufs wird hier nicht berücksichtigt. Um dies auszugleichen, werden die Emissionen bei der Verwendung des Kraftstoffs unter Punkt 13 nicht berücksichtigt.

...

N₂O-Emissionen (Punkt 6)

Eine geeignete Möglichkeit zur Berücksichtigung der N₂O-Emissionen von Böden bietet die IPCC-Methodik mit der Beschreibung sowohl der „direkten“ als auch der „indirekten“ N₂O -Emissionen (3). Alle drei IPCC-Ebenen könnten von den Wirtschaftsteilnehmern verwendet werden. Die Ebene 3, die auf detaillierte Messungen und/oder Modellierungen zurückgreift, dürfte für die Berechnung „regionaler“ Anbauwerte (...) relevanter sein als für andere Berechnungen tatsächlicher Werte.

Als geregelte Elemente lässt sich folglich zusammenfassen:

- ▶ Grundstruktur der Bilanz entspricht dem üblichen Ökobilanzvorgehen (Input/Output der Basisstoffflüsse)
- ▶ CO₂-Bindung (in diesem Schritt) nicht berücksichtigt (e_l , e_{sca})
- ▶ Berechnung der Feldemissionen (N₂O) kann nach IPCC-Methode erfolgen, jedoch keine explizite Vorschrift.

Wertung:

Für die Errechnung von allgemeinen Standardwerten (typischer Fall) ist der Regelungsumfang im Wesentlichen ausreichend. Dies gilt somit auch für die Aufgabenstellung dieses Vorhabens.

Eine Ausnahme stellt die methodische Offenheit der Lachgasemissionsberechnung dar, bzw. der mit der Novelle der RED möglicherweise vorgenommene Methodenwechsel ist als relevante Einflussgröße auf die Rechenergebnisse zu sehen. Aus diesem Grund soll dieser Aspekt beim Vergleich alternativer methodischer Vorgehensweisen bewertet werden (siehe Abschnitt 1.2.2).

1.1.2.2 Verarbeitung (e_p , e_{ee})

RED Anhang V, Teil C, Nummer 11:

Die Emissionen bei der Verarbeitung (e_p) schließen die Emissionen bei der Verarbeitung selbst, aus Abfällen und Leckagen sowie bei der Herstellung der zur Verarbeitung verwendeten Chemikalien oder sonstigen Produkte ein.

Bei der Berücksichtigung des Verbrauchs an nicht in der Anlage zur Kraftstoffherstellung erzeugter Elektrizität wird angenommen, dass die Treibhausgasemissionsintensität bei Erzeugung und Verteilung dieser Elektrizität der durchschnittlichen Emissionsintensität bei der Produktion und Verteilung von Elektrizität in einer bestimmten Region [s.u.] entspricht. Abweichend von dieser Regel gilt: Die Produzenten können für die von einer einzelnen Elektrizitätserzeugungsanlage erzeugte Elektrizität einen Durchschnittswert verwenden, falls diese Anlage nicht an das Elektrizitätsnetz angeschlossen ist.

Die Mitteilung 2010/C 160/0 ergänzt zum Punkt Strom:

Die Richtlinie schreibt die Verwendung der durchschnittlichen Emissionsintensität in einer „bestimmten Region“ vor. Im Fall der EU wäre die Verwendung des Durchschnittswerts für die gesamte EU die logischste Wahl. Im Fall von Drittländern, in denen die Netze häufig weniger grenzüberschreitende Verbindungsleitungen aufweisen, könnte der nationale Durchschnittswert die angemessene Wahl darstellen.

Zur Berücksichtigung von Nebenprodukten gelten nach RED Anhang V, Teil C, die Nummern 17 und 18

17. Werden bei einem Kraftstoffherstellungsverfahren neben dem Kraftstoff, für den die Emissionen berechnet werden, weitere Erzeugnisse („Nebenerzeugnisse“) hergestellt, so werden die anfallenden Treibhausgasemissionen zwischen dem Kraftstoff oder dessen Zwischenerzeugnis und den Nebenerzeugnissen nach Maßgabe ihres Energiegehalts (der bei anderen Nebenerzeugnissen als Elektrizität durch den unteren Heizwert bestimmt wird) aufgeteilt. [→ Allokation]

18. Für die Zwecke der Berechnung nach Nummer 17 sind die aufzuteilenden Emissionen $e_{ec} + e_l +$ die Anteile von e_p , e_{td} und e_{ee} , die bis einschließlich zu dem Verfahrensschritt anfallen, bei dem ein Nebenerzeugnis erzeugt wird. Wurden in einem früheren Verfahrensschritt Emissionen Nebenerzeugnissen zugewiesen, so wird für diesen Zweck anstelle der Gesamtemissionen der Bruchteil dieser Emissionen verwendet, der im letzten Verfahrensschritt dem Zwischenerzeugnis zugeordnet wird.

Im Falle von Biokraftstoffen und flüssigen Brennstoffen werden sämtliche Nebenerzeugnisse, einschließlich nicht unter Nummer 16 fallender Elektrizität [s.u.], für die Zwecke der Berechnung berücksichtigt, mit Ausnahme von Ernterückständen wie Stroh, Bagasse, Hülsen, Maiskolben und Nussschalen. Für die Zwecke der Berechnung wird der Energiegehalt von Nebenerzeugnissen mit negativem Energiegehalt auf null festgesetzt.

Die Lebenszyklus-Treibhausgasemissionen von Abfällen, Ernterückständen wie Stroh, Bagasse, Hülsen, Maiskolben und Nussschalen sowie Produktionsrückständen einschließlich Rohglycerin (nicht raffiniertes Glycerin) werden bis zur Sammlung dieser Materialien auf null angesetzt.

Die Mitteilung 2010/C 160/0 ergänzt zum Punkt Heizwert (H_i) und zur Allokation:

Der untere Heizwert, der bei der Anwendung dieser Regel verwendet wird, sollte der untere Heizwert des gesamten (Neben-)Erzeugnisses sein und nicht nur der untere Heizwert seines Trockenanteils. Allerdings könnte letzterer in vielen Fällen, insbesondere bei nahezu trockenen Erzeugnissen, zu einem Ergebnis führen, das eine adäquate Annäherung darstellt.

Da Wärme keinen unteren Heizwert hat, können ihr auf dieser Basis keine Emissionen zugewiesen werden.

Ernterückständen und Verarbeitungsrückständen sollten keine Emissionen zugeteilt werden, da davon ausgegangen wird, dass sie bis zu dem Zeitpunkt ihrer Sammlung keine Emissionen aufweisen (2); ebenso wenig sind Abfällen Emissionen zuzuweisen. ...

Die Allokation sollte unmittelbar nach der bei einem Verfahrensschritt erfolgenden Herstellung eines Nebenerzeugnisses (eines Stoffes, der in der Regel lagerfähig oder handelbar ist) und eines Biokraftstoffs/flüssigen Biobrennstoffs/Zwischenerzeugnisses vorgenommen werden. Dabei kann es sich um einen Verfahrensschritt innerhalb einer Anlage handeln, nach dem eine weitere „nachgelagerte“ Verarbeitung eines der Erzeugnisse stattfindet. Ist jedoch die nachgelagerte Verarbeitung der betreffenden (Neben-)Erzeugnisse (durch stoffliche oder energetische Rückkopplungsschleifen) mit einem vorgelagerten Teil der Verarbeitung verbunden, wird das System als „Raffinerie“ (3) betrachtet und erfolgt die Allokation dort, wo die einzelnen Erzeugnisse keine weitere nachgelagerte Verarbeitung erfahren, die durch stoffliche oder energetische Rückkopplungsschleifen mit einem vorgelagerten Teil der Verarbeitung verbunden ist.

Als geregelte Elemente lässt sich folglich zusammenfassen:

- ▶ Auch hier entsprechen die Vorgaben in der Grundstruktur dem üblichen Ökobilanzvorgehen (Input/Output der Basisstoffflüsse)
- ▶ Bezüglich des in der Prozesskette beanspruchten Stroms aus dem allgemeinen Netz wird bezüglich der Emissionsfaktoren folgendes empfohlen:
 - Innerhalb der EU sollte der durchschnittliche EU-Mix angesetzt werden
 - Für andere Länder wird die Anwendung des jeweiligen nationalen Mix empfohlen.
- ▶ Nebenprodukte sind mittels Allokation auf der Basis des Energiegehalts (unterer Heizwert) zu berücksichtigen. Die Allokation soll von dem Punkt an, da die Produkte getrennt vorliegen, erfolgen. Alle von diesem Punkt an zurückliegenden Lasten sind entsprechend auf die Produkte zu verteilen.
- ▶ Der untere Heizwert bezieht sich auf die Frischsubstanz, inklusive des Wassergehalts. Dies kann dazu führen, dass der Heizwert einen negativen Wert aufweist. Für diese Fälle wird der Heizwert mit Null angesetzt.
- ▶ Ist eine „nachgelagerte“ Verarbeitung eines Nebenproduktes über stoffliche oder energetische Rückkopplungsschleifen mit davor liegenden Prozessen verbunden, wird der Verbund dieser Verarbeitungsprozesse als „Raffinerie“ aufgefasst. Dies bedeutet, dass dieser Verbund als „black-Box“ zusammengefasst wird.
Bsp.: Schlempe aus der Ethanolherzeugung wird mit einem aus dem Prozess erzeugten Energieträger (z. B. Biogas) zu DDGS getrocknet. Als Nebenprodukt wird DDGS alloziert, in die Bilanz geht der Verbrauch des Biogases zur Trocknung mit ein.

Im anderen Fall erfolgt die Trocknung ohne Rückkopplungsschleife (z. B. mit einem fossilen Brennstoff), d. h. Schlempe ist das zu allozierende Nebenprodukt, deren unterer Heizwert ist jedoch negativ, der Allokationsfaktor ist somit Null.

- ▶ Die explizit aufgeführten „Rückstände“ Stroh, Bagasse, Hülsen, Maiskolben, Nussschalen und Rohglycerin sind bei der Allokation wie Abfälle zu betrachten. Das bedeutet, dass mit deren Nutzung das „Hauptprodukt“ nicht per Allokation entlastet werden darf.

Wertung:

Es sei an dieser Stelle bemerkt, dass die oben aufgeführten Regeln nicht vollständig bei der Errechnung der RED-Standardwerte von 2009 beachtet wurden. Beispielsweise

- ▶ wurde die Allokation anhand des unteren Heizwerts der Trockenmasse durchgeführt
- ▶ wurden Nebenprodukte mit Nachverarbeitung einbezogen, ohne dass der Sachverhalt der „Raffinerie“ gegeben ist (z. B. DDGS, Glycerin)

Im Zuge des Updates der Standardwerte sollten diese Unstimmigkeiten behoben werden.

Die Empfehlung der Mitteilung zur Wahl von Emissionsintensitäten für Strom sieht die Verwendung des Durchschnittswerts für die gesamte EU vor. Als Argumente dafür ließen sich anführen:

- ▶ Aufgrund des Stromverbunds in Europa (UCTE) besteht ein physischer Mix über die Mitgliedstaaten.
- ▶ Für einen europäischen Standardwert ist daher der EU-Mix „logisch.“

Dagegen sprechen folgende Argumente:

- ▶ Auf der Ebene der realen Akteure oder auch auf der Ebene nationaler „Standardwerte“ macht ein EU-Mixwert dagegen wenig Sinn, da er den tatsächlichen Daten auf dieser Ebene nicht entspricht. Dafür ist der Austausch zwischen nationalen Netzen zu gering.
- ▶ Für die Berechnung der tatsächlichen Werte schreibt daher eine „BioGrace-Regel“ den jeweiligen nationalen Mix vor.

Insgesamt werden die Regelungen als fachlich korrekt und zweckmäßig erachtet, insbesondere die Allokationsregel und die Vorgabe zur Auswahl von Strom-Mixen. Mit der Festlegung der Allokation auf Basis des Energiegehalts ergeben sich jedoch ggf. deutliche Abweichungen zu Berechnungen mit anderen üblichen Methoden (z. B. Substitutionsmethode).

Kritisch zu hinterfragen wäre die Vorgabe zur grundsätzlichen Befreiung der genannten Rückstände von Vorlasten. Der Hintergrund dieser Regel liegt in der Anreizsetzung zur verstärkten Nutzung dieser Stoffe. Leider wird dabei u. a. nicht beachtet, dass eine verstärkte Abfuhr dieser Stoffe durchaus zu höheren CO₂-Freisetzungen führen kann (höhere Humuszehrung), die jedoch in der Rechenlogik der RED nicht berücksichtigt wird.

1.1.2.3 Überschussstrom (e_{ee})

Der Spezialfall eines Überschussstroms ist gekoppelt mit der Verarbeitung zu betrachten. Er geht zurück auf:

RED Anhang V, Teil C, Nummer 16:

Die Emissionseinsparung durch überschüssige Elektrizität aus Kraft-Wärme-Kopplung (e_{ee}) wird im Verhältnis zu dem von Kraftstoffherstellungssystemen mit Kraft-Wärme-Kopplung, welche als Brennstoff andere Nebenerzeugnisse als Ernterückstände einsetzen, erzeugten Elektrizitätsüberschuss berücksichtigt. ... Die mit diesem Elektrizitätsüberschuss verbundene Minderung an Treibhausgasemissionen werden der Treibhausgasmenge gleichgesetzt, die bei der Erzeugung einer entsprechenden Elektrizitätsmenge in einem Kraftwerk emittiert würde, das den gleichen Brennstoff einsetzt wie die KWK-Anlage.

Die Mitteilung 2010/C 160/0 ergänzt zum Punkt Überschussstrom:

Die allgemeine Allokationsregel unter Punkt 17 gilt nicht für Strom aus der KWK, wenn die KWK betrieben wird mit 1) fossilen Brennstoffen, 2) Bioenergie, sofern diese kein Nebenerzeugnis des gleichen Verfahrens ist, oder 3) Ernterückständen, selbst wenn diese ein Nebenerzeugnis des gleichen Verfahrens sind. Stattdessen findet die Regel unter Punkt 16 wie folgt Anwendung:

- a) ...
- b) Der ...nach der Deckung eines tatsächlichen internen Strombedarfs verbleibenden Strommenge sollte eine Treibhausgasgutschrift zugewiesen werden, die von den Emissionen bei der Verarbeitung abgezogen werden sollte.
- c) Diese gutgeschriebene Menge entspricht den Lebenszyklusemissionen, die der Erzeugung einer gleichen Menge an Strom aus dem gleichen Brennstofftyp in einem Kraftwerk zuzuschreiben sind.

Diese Regel spiegelt sich derzeit ausschließlich in den RED-Standardwerten von 2009 wider, in welchen im Zuge der Verarbeitung fossile Brennstoffe in KWK eingesetzt werden und die dabei Stromüberschuss erzeugen. Dies sind die Pfade Bioethanol aus Weizen mit Braunkohle sowie mit Erdgas als Prozessbrennstoff in KWK-Anlage.

Im SWD (2014) ist dieser Schritt nicht mehr vorgesehen (s. o.). Sofern eine mögliche Aktualisierung von Anhang V der RED konsistent mit SWD erfolgen sollte, würde diese Komponente insgesamt entfallen. Sie würde über die neu eingeführte Regel zur Allokation von Strom und Wärme nach dem Carnot-Wirkungsgrad (Exergie) ersetzt werden. Dieser Methodenwechsel wird (sofern er konsistent eingeführt wird) seitens der Autoren begrüßt. Es wird daher keine Notwendigkeit zur weitergehenden Analyse dieses Aspekts gesehen.

1.1.2.4 Transport und Vertrieb (e_{td})

RED Anhang V, Teil C, Nummer 12:

Die Emissionen beim Transport und Vertrieb (e_{td}) schließen die beim Transport und der Lagerung von Rohstoffen und Halbfertigerzeugnissen sowie bei der Lagerung und dem Vertrieb von Fertigerzeugnissen anfallenden Emissionen ein. ...

Diese knappe Anleitung kann für die Errechnung von Standardwerten im Wesentlichen als ausreichend angesehen werden. Ergänzend sollte dazu erwähnt werden, dass bei Transporten stets auch die leeren Rückfahrten, was in der Praxis jedoch nicht zwangsläufig so sein muss, einbezogen werden müssen.

Eine weitergehende Analyse dieses Aspekts hinsichtlich der Treibhausgasemissionen wird nicht als notwendig angesehen. Gegebenenfalls werden Emissionsfaktoren zu NO_x , Partikeln und SO_2 durch

verschiedene Standards der Emissionsminderung (EURO-Klassen, Hochseeschiffe) sich deutlich in diesen Datenkategorien niederschlagen.

1.1.3 Weitere spezifische Module

1.1.3.1 (direkte) Landnutzungsänderung (e_l)

Unter den in den Standardwerten nicht abgedeckten Elementen ist die Landnutzungsänderung von besonderer Bedeutung, denn sie wird für die Bioenergienutzung als entscheidender Faktor für Nachhaltigkeitskonflikte gesehen. Diese spiegeln sich häufig in weit mehr als nur der Kohlenstoffbilanz und damit verbundenen Klimagasemissionen wider, wobei auch gerade hier signifikante Emissionsbeiträge auftreten können. In der RED Anhang V, Teil C, sind die Nummern 7 bis 10 dieser Komponente gewidmet.

7. Die auf Jahresbasis umgerechneten Emissionen aus Kohlenstoffbestandsänderungen infolge geänderter Landnutzung (e_l) werden durch gleichmäßige Verteilung der Gesamtemissionen über 20 Jahre berechnet. Diese Emissionen werden wie folgt berechnet:

$$e_l = (CS_R - CS_A) \times 3,664 \times 1/20 \times 1/P - e_B$$

e_l = auf das Jahr umgerechnete Treibhausgasemissionen aus Kohlenstoffbestandsänderungen infolge von Landnutzungsänderungen (gemessen als Masse an CO₂-Äquivalent pro Biokraftstoff-Energieeinheit);

CS_R = der mit der Bezugsfläche verbundene Kohlenstoffbestand pro Flächeneinheit (gemessen als Masse an Kohlenstoff pro Flächeneinheit einschließlich Boden und Vegetation). Die Landnutzung der Bezugsflächen ist die Landnutzung im Januar 2008 oder 20 Jahre vor der Gewinnung des Rohstoffs, je nachdem, welcher Zeitpunkt der spätere ist;

CS_A = der mit der tatsächlichen Landnutzung verbundene Kohlenstoffbestand pro Flächeneinheit (gemessen als Masse an Kohlenstoff pro Flächeneinheit einschließlich Boden und Vegetation). Wenn sich der Kohlenstoffbestand über mehr als ein Jahr akkumuliert, gilt als CS_A-Wert der geschätzte Kohlenstoffbestand pro Flächeneinheit nach 20 Jahren oder zum Zeitpunkt der Reife der Pflanzen, je nachdem, welcher Zeitpunkt der frühere ist;

P = die Pflanzenproduktivität (gemessen als Energie des Biokraftstoffs oder flüssigen Biobrennstoffs pro Flächeneinheit pro Jahr) und

e_B = Bonus von 29 g CO_{2eq}/MJ Biokraftstoff oder flüssiger Biobrennstoff, wenn die Biomasse unter den in Nummer 8 genannten Bedingungen auf wiederhergestellten degradierten Flächen gewonnen wird.

Eine vielfach diskutierte Größe in dieser Regel stellt die Annuierung der Kohlenstoffdifferenz über 20 Jahre dar. Dieser Zeitraum wird gelegentlich missverstanden als Bezugnahme auf natürliche Wachstumszyklen (z. B. Wiedereinstellung von Gleichgewichten). Tatsächlich bedeutet der Anrechnungszeitraum einfach nur, dass die Folge der Landnutzungsänderung auf eine „adäquate“ Anzahl von Folge-Saisons verteilt werden soll. Ein kürzerer Zeitraum würde zwar die Last pro Anbauzyklus erhöhen, aber entsprechend schneller abgegolten sein. Umgekehrt würden längere Zeiträume die Anrechnungen pro Ernte bagatellisieren. In diesem Sinne sind die 20 Jahre als „vernünftige“ Konvention zu sehen und weniger aus wissenschaftlicher technischer Sicht.

In Nummer 10 werden Leitlinien für die Berechnung des Bodenkohlenstoffbestands angekündigt, die die Kommission mit dem Beschluss 2010/335/EU¹⁹ veröffentlicht hat. Dieser Beschluss enthält Wer-

¹⁹ Beschluss der Kommission über Leitlinien für die Berechnung des Kohlenstoffbestands im Boden für die Zwecke des Anhangs V der Richtlinie 2009/28/EG (2010/335/EU)

te für die Bestimmung von Kohlenstoffbeständen für CSR und CSA unterschieden nach Vegetation, Klima und Bodenart und differenziert nach überirdischer und oberirdischer Vegetation sowie Bodenkohlenstoff. Die enthaltenen Werte leiten sich aus Band 4 der IPCC-Leitlinien für nationale Treibhausgasinventare aus dem Jahr 2006 ab. Sie sind grundsätzlich für Einzelfälle anwendbar²⁰, jedoch handelt es sich dabei um sehr generalisierte „Tier 1-Werte“.

Da für den Einzelfall betrachtet direkte Landnutzungsänderungen grundsätzlich eher die Ausnahme anstelle der Regel sind, finden sich keine e_{ILUC} -Werte in den Standardwerten wieder. Im Rahmen dieses Projektes wird jedoch ein Vorschlag erarbeitet, wie sowohl direkte als auch indirekte Landnutzungsänderung (ILUC, siehe auch Abschnitt 1.1.3.4) in die allgemeinen Emissionsfaktoren eingeführt werden können.

Der „Bonus-Wert“ von 29 g CO_{2eq}/MJ ist übrigens ebenfalls im Zusammenhang mit ILUC zu sehen. Bei der Formulierung der RED wurde anstelle eines Malus (ILUC-Faktor) für alle, die Fläche für die Bioenergieproduktion in Anspruch nahmen, ein Bonus definiert für Projekte, die unter üblichen Umständen nicht nutzbare Fläche (degradiert, kontaminiert) nutzbar machen. Die neuen Vorschläge der Kommission²¹ sehen eine Streichung dieses Bonus vor, da ILUC darin insgesamt neu adressiert werden soll. In seiner Note vom 28.10.2013 hat der Rat²² den Bonus jedoch wiederum zurückgebracht.

1.1.3.2 Nutzung (e_u)

Die RED führt außer dem knappen Satz in Anhang V, Teil C, Nummer 13 nichts weiter zur Nutzungsphase aus:

Die Emissionen bei der Nutzung des Kraftstoffs (e_u) werden für Biokraftstoffe und flüssige Biobrennstoffe mit null angesetzt.

Da die RED mögliche Unterschiede beim Einsatz von flüssigen Bioenergieträgern gegenüber den fossilen Referenzsystemen (Benzin, Diesel, Strom, Wärme) sowohl in Bezug auf die Effizienz der Nutzung als auch bezüglich der Verbrennungsemissionen (CH₄, N₂O) aus der Betrachtung ausschließt, ist diese Anweisung ausreichend. Der Vergleich mit den fossilen Referenzsystemen findet somit ausschließlich auf der Ebene der Kraft-/Brennstoffe statt.

Dies ist für Kraftstoffe durchaus adäquat, jedoch kritisch für insbesondere feste Biobrennstoffe, die nicht notwendigerweise in den gleichen Anlagen eingesetzt werden wie fossile Brennstoffe. Hier ist die Effizienz der jeweiligen Energieanlage relevant für die tatsächliche Einsparung von THG- und auch anderen Emissionen.

Konsequenterweise hat die EU Kommission in KOM(2010)11 die Frage der Nutzungseffizienz aufgegriffen und verlangt die Berücksichtigung der Wirkungs- bzw. Nutzungsgrade von Kraft-, Heizwerken und KWK-Anlagen.²³ Bei Anlagen mit reiner Strom- oder reiner Wärmeerzeugung ist eine einfache Division der brennstoffbezogenen THG-Intensität durch den jeweiligen Wirkungsgrad ausreichend:

²⁰ Die Werte des Beschlusses 2010/335/EU sind im Übrigen in die THG-Rechentools von BioGrace und ENZO2 integriert.

²¹ Directive amending Directive 98/70/EC relating to the quality of petrol and diesel fuels and amending Directive 2009/28/EC on the promotion of the use of energy from renewable sources; COM(2012) 595 final; Brüssel 17.10.2012 http://ec.europa.eu/clima/policies/transport/fuel/docs/com_2012_595_en.pdf

²² Note by the Council of the European Union, 7480/8/13 REV 8; Brüssel 28.10.2013 <http://register.consilium.europa.eu/pdf/en/13/st07/st07480-re08.en13.pdf>

²³ In SWD 2014 wird auf in diesem Zusammenhang direkt auf KOM(2010)11 behält die dort beschriebene Vorgehensweise bei.

nur Strom:	nur Wärme:
$EC_{el} = \frac{E}{\eta_{el}}$	$EC_{th} = \frac{E}{\eta_{th}}$
E:	Emission bezogen auf den Brennstoff
EC:	Emission bezogen auf die entsprechende Nutzenergie (Strom oder Wärme)
η :	Wirkungsgrad

Für die jeweilige Bewertung von Strom und Wärme aus KWK schreibt KOM(2010)11 das Vorgehen nach Carnot-Effizienz (Exergie) gemäß folgender Formel vor:

$$EC_{el} = \frac{E}{\eta_{el}} \left(\frac{C_{el} \cdot \eta_{el}}{C_{el} \cdot \eta_{el} + C_h \cdot \eta_h} \right)$$

C ist dabei die Carnot-Effizienz, die für Strom (C_{el}) mit 1 definiert ist und für Wärme (C_h) in Abhängigkeit der Temperatur zu bestimmen ist:

$$\eta = \frac{T_h - T_0}{T_h}$$

mit:

T_h = (absolute) Temperatur der Nutzwärme und

T_0 = (absolute) Umgebungstemperatur (hier 0°C = 273 Kelvin)

Bei einer Temperatur der Nutzwärme von 150°C ergibt sich eine Carnot-Effizienz C_{th} von 0,3546, was bedeutet: 1 MJ Wärme hat den (exergetischen) Wert von 0,268 MJ Strom, sprich etwa 1 : 3. Je höher die Temperatur, desto stärker wird die Emissionslast einer KWK-Anlage vom Strom zur Wärme hin verteilt und umgekehrt.

Für die Aufgabenstellung in diesem Projekt ist dieser Aspekt weniger für die Ermittlung der Emissionsfaktoren relevant, da die Emissionen durch die Nutzung werden über die E-Faktoren des ZSE abgedeckt werden. Die THG-Verbrennungsemissionen (d. h. CH₄, N₂O) bei der Nutzung von festen und gasförmigen Biobrennstoffen stellt SWD 2014 deutlich heraus. JRC (2014) hat dies folglich bei der Berechnung der Standardwerte berücksichtigt.

Aus grundsätzlicher methodischer Sicht sind folgende Fragen von besonderem Interesse und werden in Abschnitt 1.2.3 untersucht:

- ▶ Welchen Einfluss haben verschiedene Nutzungseffizienzen bei Biogasanlagen und in Holzpellets-HKWs?
- ▶ Wie fallen die Unterschiede gegenüber der sogenannten „Finnischen Methode“ aus (Bewertung anhand der Wirkungsgradverhältnisse und dem Wärmenutzungsgrad)?

1.1.3.3 Emissionseinsparung durch Abscheidung und geologische Speicherung bzw. Ersetzung von Kohlendioxid (e_{ccs} , e_{ccr})

Die RED ermöglicht die Berücksichtigung dieser zwei Ansätze der Emissionseinsparung und führt dazu in Anhang V, Teil C aus:

14. Die Emissionseinsparung durch Abscheidung und geologische Speicherung von Kohlendioxid (e_{ccs}), die nicht bereits in e_p berücksichtigt wurde, wird auf die durch Abscheidung und Sequestrierung von emittiertem CO₂ vermiedenen Emissionen begrenzt, die unmittelbar mit der Gewinnung, dem Transport, der Verarbeitung und dem Vertrieb von Kraftstoff verbunden sind.

15. Die Emissionseinsparung durch CO₂-Abscheidung und -ersetzung (e_{ccr}) wird begrenzt auf die durch Abscheidung von CO₂ vermiedenen Emissionen, wobei der Kohlenstoff aus Biomasse stammt und anstelle des auf fossile Brennstoffe zurückgehenden Kohlendioxids für gewerbliche Erzeugnisse und Dienstleistungen verwendet wird.

Angesichts des pilothaften Umsetzungsstands dieser Techniken wird dieser Aspekt für Standardwerte bis auf weiteres ohne Bedeutung sein.

1.1.3.4 Zusätzliche Regeln aus SWD 2014

Mischungsregel für Biogas

Für die Berechnung von THG-Emissionen gilt bislang das generelle Saldierungsverbot bei gemischten Inputs. Die Grundlage hierzu ist in der Mitteilung 2010/C 160/01 in Abschnitt 2.2.3 „Massenbilanzen“:

Werden Lieferungen mit unterschiedlichen (oder auch gar keinen) Nachhaltigkeitseigenschaften gemischt, bleiben der jeweilige Umfang und die jeweiligen Nachhaltigkeitseigenschaften der einzelnen Lieferungen dem Gemisch zugeordnet.

Fußnote: Wurden also bei den Nachhaltigkeitseigenschaften unterschiedliche Treibhausgas-Emissionswerte angegeben, bleiben sie getrennt; es darf kein Durchschnittswert gebildet werden, um die Einhaltung der Nachhaltigkeitsanforderungen nachzuweisen.

Diese Regelung erweist sich als schwer durchzuhalten bei der der Biogaserzeugung, die generell mit gemischten Substrat-Inputs operiert, sogar operieren muss, um einen guten Prozessverlauf zu ermöglichen. Im SWD 2014 räumt die Kommission diese Problematik ein (Seite 18, unter dem Punkt „Mass balance approach“):

However, a number of stakeholders have highlighted that this approach creates difficulties for the majority of existing biogas plants that typically use a mixture of locally-produced feedstock, ranging from animal manure, to food/feed energy crops (such as silage maize) and to residues from the agro-food industry. They claim that given the operational characteristics of biogas plants, a mass balance approach results in lower GHG saving performances compared to an alternative approach whereby the GHG emission default values are calculated for the entire mixture within a given biogas plant.

Infolgedessen ermöglicht SWD 2014 im Weiteren die Durchführung einer Mischungsrechnung bei Biogas (Seite 21):

For biogas, default and typical GHG emissions were calculated in combination for the entire mixture of substrates within one installation. Accordingly, the weighted average of the GHG savings from biogas produced from a combination of manure, biowaste and maize silage was then compared to the fossil fuel comparator. For co-digestion of substrate types, the different methane potentials per tonne were taken into account. In case of co-digestion of n different substrates in a biogas plant for the production of electricity or biomethane the typical and default values were calculated as follows:

$$E = \sum_{1}^{n} S_n \cdot E_n$$

Where:

E = emissions per MJ electricity or biomethane from biogas

S_n = Share of feedstock n in energy content

E_n = Emission in gCO₂/MJ from substrate n,

Damit kann nicht nur eine Mischungsrechnung durch Wichtung der Anteile auf der Basis der theoretischen Gasbildungspotenziale der verschiedenen Inputs durchgeführt werden, sie kann sogar auf der Basis von Standardwerten für Einzelsubstrate (angeben als E_n in obiger Formel) erfolgen.

JRC (2014) beschreiben eine Mischungsrechnung ausführlich in Kapitel 5.4 und weisen Standardwerte zu Gasbildungspotenzialen für drei Substrate wie folgt aus:

- ▶ Mais: P (maize) = 4,16 [MJ biogas/kg wet feedstock]
- ▶ Gülle: P (manure) = 0,50 [MJ biogas/kg wet feedstock]
- ▶ Bioabfall: P (biowaste) = 3,41 [MJ biogas/kg wet feedstock]

Offen bleibt allerdings bislang die Frage, wie dieser Ansatz umsetzen wäre, wenn zusätzlich oder überhaupt weitere Substrate eingesetzt werden, für die JRC hier keine standardmäßigen Gasbildungspotenzialen angibt. Diese könnten z. B. in Form einer BioGrace-Regel mit entsprechenden zusätzlichen Potenzialdaten ergänzt werden.

Bonus für Güllevergärung aufgrund vermiedener Methan- und Lachgasemission

Die Lagerung von unvergorener Gülle gilt als intensive Quelle von Methanemissionen, die erheblich reduziert werden können, wenn die Gülle über einen Biogasreaktor vergoren wurde. Im SWD 2014 erklärt die Kommission (Seite 19, unter dem Punkt „Improved manure management“):

It has been shown that, often, the emissions saved from manure management largely offset additional GHG emissions associated with the biogas supply chain, causing GHG savings higher than 100% even in less-than-optimal biogas production systems. If such credits were not accounted for, most of the biogas pathways produced from manures would appear not leading to GHG savings and would thus be penalized.

Zwei Seiten weiter führt SWD 2014 aus:

For manure as substrate a bonus of 45 g CO₂ eq. / MJ manure is added for improved agricultural and manure management.

JRC (2014) rechnen die vermiedene Freisetzung von Methan sowie für Lachgas wie folgt:

- Methan:** JRC gehen von einem Emissionspotenzial, das bei dem 1,76-fachen dessen liegt, was über ein Gärrestlager aus der Gesamtbio gasmenge entweichen kann. Das entspricht somit 17,5 % des insgesamt bei einer Vergärung erzeugten Methans. Daraus ergibt sich ein Bonus-Faktor von 0,175 MJ CH₄/MJ Biogas, das wären **3,5 g CH₄/MJ Biogas**.
- Lachgas:** Ausgehend von der Verschiebung der Stickstoffverbindungen in der Gülle hin zu Ammoniak, ist eine Verminderung in der Freisetzung von N₂O aus der Lagerung von vergorener gegenüber unvergorener Gülle auszugehen. JRC errechnen auf dieser Basis einen Bonus-Faktor von **0,066 g N₂O/MJ Biogas**.

Diese Boni haben massiven Einfluss auf die Ergebnisse, sie führen zu „negativen“ THG-Emissionen für den Pfad der Biogasherstellung aus der Güllevergärung (siehe Abschnitt 2.2.2.3).

1.1.3.5 ILUC – indirekte Landnutzungsänderung

Dieser Aspekt lässt sich mit Recht als der am meisten umstrittene Punkt bei der Bewertung von Bioenergie bezeichnen. Einerseits birgt er das Potenzial die Bilanz (THG wie auch anderer Nachhaltigkeitskriterien) zu dominieren und ins Negative zu kehren, andererseits kann er ohne Modellannahmen und –konstruktionen nicht ermittelt werden und unterliegt damit in hohem Maße Annahmesternen. Das in vielen Publikationen beschriebene und bewertete Problem beruht auf dem Faktum, dass Biomasse, die zusätzliche Anbaufläche in Anspruch nimmt, an irgendeiner anderen Stelle die

Umwandlung von vorher ungenutzter Fläche nach sich zieht. Umstritten ist, in welchem Maße dieser Effekt in der Realität von der Reaktion der Märkte abgeschwächt wird.

In der RED von 2009 ist ILUC bisher lediglich in Form eines Prüfauftrags enthalten. Die Prüfungen haben zwischenzeitlich dazu geführt, dass dieser Aspekt in irgendeiner Weise in das Regelwerk einbezogen werden soll. Die Kommission hatte 2012 hierzu einen Vorschlag²⁴ vorgelegt, der dieser Problematik auf verschiedene Weise begegnet. Parlament und Rat haben den Vorschlag weiter modifiziert. Seit Juni 2014 liegt hierzu der „*overall Presidency compromise text*“²⁵ des Ausschusses der Ständigen Vertreter der Mitgliedstaaten (COREPER) vor, und stellt den aktuellen Stand dar:

1. Die Beimischquote für Biokraftstoffe basierend auf agrarischen Rohstoffen („erste Generation“) soll von 10 % auf maximal 7 % abgesenkt werden; Damit würden kaum mehr „zusätzliche“ Anbauflächen induziert werden, was den ILUC-Effekt insgesamt drastisch reduzieren würde.
2. Die „fortschrittlichen“ Biokraftstoffe aus Rückständen oder Abfällen sollen durch Doppeltanrechnung auf die Quote gefördert werden.
3. ILUC-Faktoren (Aufschläge von bis zu 55 g CO₂Äq/MJ) sollen ab 2020 für Anbaubiomasse fällig werden, so dies bis dahin noch immer als erforderlich und fachlich begründet angesehen wird.

Für das vorliegende Vorhaben soll ein Vorschlag erarbeitet werden, der eine Anrechnung von Landnutzungsänderung auf einen Standardwert ermöglichen soll (siehe Abschnitt 1.3.1).

1.1.4 Standardwerte - typische Werte

Die Treibhausgasemissionswerte, die die RED in Anhang V wie auch JRC (2014) enthalten, werden unterschieden in „typische Werte“ (typical values) und „Standardwerte“ (default values).

Vom Grundverständnis stehen die „typischen Werten“ jeweils für durchschnittliche Fälle, ohne Anspruch auf eine statistisch belegbare Mittelwertbildung. Sie werden vielmehr als typisch bezeichnet, weil sie auf aus der Literatur herangezogenen Daten beruhen, die für sich genommen weder als besonders günstig noch als ungünstig anzusehen sind. Allerdings gibt es keine Dokumentation darüber, inwieweit bei der Auswahl der Daten deren Repräsentativität bewertet wurde. Häufig handelt es sich dabei um einzelne Referenzen oder Sekundärquellen. Grundsätzlich beruhen die Berechnungen auf den so genannten well-to-wheel-Studien (WtW) des Konsortiums von JRC, Concawe und EuCar, wobei die Berechnung der Lebenswegketten der Biokraftstoffe durch die Ludwig-Bölkow-Systemtechnik (LBSt), Ottobrunn erfolgt.

Die Standardwerte in der RED sind vom grundsätzlichen Prinzip her zu verstehen als explizit konservative Werte, die folglich eine eher ungünstige Konstellation widerspiegeln sollen. Damit soll erstens gewährleistet sein, dass man bei der Nutzung dieser Werte in der Regel auf der sicheren Seite ist, der Bioenergieträger sich stets eher ungünstiger darstellt, als er tatsächlich ist. Zweitens sollen die Standardwerte einen Anreiz zur eigenen Berechnung von tatsächlichen Werte geben.

Effektiv leiten sich die Standardwerte in der RED wie folgt aus den „typischen Werten“ ab:

²⁴ Directive amending Directive 98/70/EC relating to the quality of petrol and diesel fuels and amending Directive 2009/28/EC on the promotion of the use of energy from renewable sources; COM(2012) 595 final; Brüssel 17.10.2012 http://ec.europa.eu/clima/policies/transport/fuel/docs/com_2012_595_en.pdf

²⁵ Directive amending Directive 98/70/EC relating to the quality of petrol and diesel fuels and amending Directive 2009/28/EC on the promotion of the use of energy from renewable sources (first reading); 2012/0288 (COD) Brüssel, 03.06.2014 <http://register.consilium.europa.eu/doc/srv?l=EN&f=ST%2010300%202014%20INIT>

- ▶ Der Teilstandardwert für Anbau (e_{ec}) ist identisch mit dem typischen Wert für Anbau
- ▶ Der Teilstandardwert für Verarbeitung (e_p) entspricht dem typischen Wert für Verarbeitung multipliziert mit einem **Faktor 1,4**.
 - Sofern eine Gutschrift für Überschussstrom (e_{ee}) erteilt wird, wird die Differenz (e_p) - (e_{ee}) mit einem Faktor 1,4 multipliziert.
- ▶ Der Teilstandardwert für Transport und Vertrieb (e_{td}) ist wiederum identisch mit dem entsprechenden typischen Wert.

Was ist aus diesem Vorgehen zu schließen?

- ▶ Die Teilstandardwerte für Anbau und Transport sind explizit nicht konservativ.

Beim **Anbau** wird dieser Problematik in der RED damit begegnet, dass die Anwendung der Standardwerte innerhalb der EU nur zulässig sind, wenn nach offiziellem Bericht die Treibhausgaswerte für den Anbau in der entsprechenden Region (NUTS2-Ebene) die Teilstandardwerte nicht überschreiten (Regelung nach Artikel 19(2) der RED).
Dies gilt jedoch nicht für Anbau außerhalb der EU.

Beim **Transport** gibt es hier keinerlei Sicherheitselement. Offenbar ging man bei der Modellierung der Transportwege und –mittel davon aus, dass es keine erheblich ungünstigeren Szenarien gibt. Betrachtet man jedoch die zugrunde gelegten Distanzen (für Raps und Getreide pauschal 50 km vom Ackerrand bis zur Verarbeitung, bei Rapsöl kein Transport zwischen Mühle und Biodieselanlage), so ist ein deutlicher Mangel an Konservativität erkennbar.
- ▶ Die Konservativität der Teilstandardwerte für die **Verarbeitung** ist aufgrund des pauschalen Faktors in vielen Fällen ebenfalls nicht gegeben.

Der Faktor 1,4 ist als durchaus geeignet anzusehen, die mäßige Effizienz eines Prozessschritts (z.B. bezüglich des Energieverbrauchs oder der Ausbeute) zu erfassen. Der Wert mag hier in vielen Fällen adäquat sein.

Nicht geeignet ist der Pauschalfaktor jedoch, wenn eine ungünstigere Situation aus systemischen Gründen vorliegt. Dies wäre beim Standardwert – respektive typischen Wert – für Ethanol aus Zuckerrohr der Fall. Das „typische“ Szenario sieht eine für die Anbauregion im brasilianischen Staat São Paulo typische Struktur vor: Energieversorgung der Ethanolanlage durch Bagasse in KWK-Anlagen. Die Emissionen liegen dabei quasi bei Null. Die Multiplikation von Null mit 1,4 macht die Rechnung nicht konservativer.

Nun ist der Fall São Paulo für die restliche Welt wenig typisch. Bereits im Nordosten Brasiliens wird kaum Bagasse gefeuert, vielmehr greift man in den Zucker- und Ethanolanlagen dort, wie auch in anderen Ländern, i. d. R. auf fossile Brennstoffe zurück. Damit aber würden sich drastisch schlechtere Ergebnisse errechnen, die mit einem derartigen Aufschlagfaktor nicht beschreibbar sind.

Ein dermaßen niedriger Standardwert gibt selbstverständlich für die vielen Produktionsregionen mit real ungünstigerer Situation keinen Anreiz zur Verbesserung.

JRC (2014) sieht bei den THG-Bilanzen für Biogas und feste Biomasse ebenfalls im Prozess „Bearbeitung“ eine Differenzierung in „typische Werte“ (typical values) und „Standardwerte“ (default values) vor. Der Faktor wurde jedoch auf **1,2** verringert. Des Weiteren erfolgt bei den Pfaden zur festen Biomasse eine Differenzierung in vier Transportentfernungsklassen, die auch mit unterschiedlichen Transportsystemen korrespondieren.

1.2 Alternative methodische Vorgehensweisen

Die vorangehenden Abschnitte geben bereits verschiedene Hinweise auf methodische Alternativen gegenüber dem vorgeschriebenen Satz an Regeln, bzw. alternative Ansätze, für die es bislang keine eindeutige Regelvorschrift gibt. In diesem Abschnitt sollen nun die eingehender zu betrachtenden Alternativen beschrieben werden. In Tabelle 2 sind diese Ansätze insgesamt zusammengefasst.

Tabelle 2: Zu analysierende alternative methodische Vorgehensweisen

Vorgabe EU-Regelung:	Alternative Ansätze:	Am Beispiel:
Nebenproduktbetrachtung		
RED Anhang V Teil C Nrn 17, 18: Allokation nach unterem Heizwert Mitteilung 2010/C 160/0: Bezug Originalsubstanz	<ul style="list-style-type: none"> • Allokation nach unterem Heizwert (Bezug Trocken-substanz) • Allokation nach Marktpreis (Vorgabe in der Schweiz) • Substitutions- bzw. Gutschriftenmethode 	<ul style="list-style-type: none"> • Rapsextraktionsschrot bei Biodiesel • (Trocken-)Schlempe bei Weizenethanol
RED Anhang V Teil C Nummer 18 Keine Allokation von „agrarischen Rückständen“	<ul style="list-style-type: none"> • Allokation, wenn systematisch genutzt 	<ul style="list-style-type: none"> • Stromüberschuss aus Bagasse bei Zuckerrohrethanol
Lachgasemissionen (N₂O)		
GNOC-Methode (Neuberechnung RED-Werte ggf. in akt. Anhang V Teil C vorgeschrieben)	<ul style="list-style-type: none"> • DNDC-Methode (innerhalb EU) • IPCC-Methode (Tier 1) 	<ul style="list-style-type: none"> • Biodiesel aus Rapsöl • Weizenethanol
Nutzungseffizienz		
Bei festen und gasförmigen Bioenergieträgern berücksichtigt (SWD 2014, KOM(2010)11 Anhang I) bei flüssigen Bioenergieträgern nicht (RED Anhang V Teil C, Nr. 19)	<ul style="list-style-type: none"> • Durchgängig NICHT berücksichtigt • Alternativ: finnische Methode 	<ul style="list-style-type: none"> • Biogas aus Mais • Holzpellets

1.2.1 Nebenproduktbetrachtung

Wie in Abschnitt 1.1.2.2 erläutert, schreibt die RED für die Berücksichtigung von Nebenprodukten die Allokationsmethode vor. Maßgabe dafür ist der Energieinhalt, bemessen am unteren Heizwert der Originalsubstanz.

1.2.1.1 Begründung für die Wahl dieser Regel

Die EU Kommission hatte vor ihrer Entscheidung über diese Regel eine umfassende Konsultation durchgeführt.²⁶ Bei der Entscheidung zwischen Allokation und Systemraumerweiterung wurden folgende Argumente abgewogen:

- ▶ Eine echte Systemraumerweiterung ist für die Anwendung zur Bewertung eines einzelnen spezifischen Produkts nicht zielführend, da durch die Erweiterung auch die funktionale Einheit erweitert wird und am Ende das umfangreiche Bilanzergebnis wiederum einer Allokation bedarf, wenn man ein spezifisches Ergebnis für den zu bewertenden Bioenergieträger benötigt.
- ▶ Für die Fragestellung hier wird jedoch explizit eine spezifische Zuweisung auf das zu bewertende Bioenergieprodukt benötigt, eine Beeinflussung – womöglich sogar Dominierung durch marktabhängige Prozesse jenseits des im Fokus stehenden Produkts ist nicht akzeptabel.
- ▶ Die verbreitete Gutschriftenmethode (als vereinfachende Variante der Systemraumerweiterung) kann dieses Problem nicht auflösen: mit ihr werden die positiven Beiträge, die einem Nebenprodukt durch dessen Nutzung geschuldet sind, vollständig als reiner Nutzeffekt dem Bioenergieträger zugerechnet. Dabei kommt zusätzlich folgende Problematik ins Spiel: Wie kann die tatsächliche Substitutionswirkung eines Nebenprodukts für den Einzelfall wie für den Gesamtmarkt nachgewiesen werden? Letztlich ist man auf Annahmen angewiesen, die mehr oder weniger beliebig viele Szenarien denkbar machen.

Daraus folgert sich die Entscheidung zu Gunsten einer Allokation gegenüber der Systemraumerweiterung bzw. deren Spielarten. Bei der Abwägung der möglichen Messgrößen für die **Allokation** ist folgendes zu beachten:

- ▶ Die Wahl einer Energiegröße als Maßgabe ist angemessen, da es sich im Kern um Energiesysteme handelt; selbst der vielfach kritisierte Mangel an ausreichender Berücksichtigung von Futterwert (wenn das Nebenprodukt verfüttert wird), wird zumindest durch die zentrale Funktion als „Nahrungsenergie“ (wenngleich hier eher der Brennwert passender wäre) abgepuffert.
- ▶ Außerdem weist der Energiegehalt als physikalische Größe Eindeutigkeit auf; Heizwerte können gemessen ggf. auch aus Tabellen entnommen werden. Andere physikalische Größen (Masse, Volumen) beinhalten in jedem Fall eine geringere Aussagekraft.
- ▶ Ökonomische Größen weisen den Charme auf, sich mit dem Marktwert der Produkte auf den Treiber für die Herstellung zu beziehen; Marktpreisallokation mag somit die „gerechteste“ Verteilung der Lasten abbilden; im Übrigen würde sich damit die Abgrenzung zu Abfällen und den noch komplizierteren „Reststoffen“ bzw. „Rückständen“ von selbst erledigen: hat das Erzeugnis keinen oder nur einen geringen Preis, wird ihm keine oder nur ein geringer Anteil der Last zugerechnet.
- ▶ Gegen die Anwendung ökonomischer Größen sprechen allerdings
 - die regelmäßigen Schwankungen der Koeffizienten, wann immer eine Anpassung der Werte erfolgt,
 - die wahrscheinliche Gefahr von „Feedback-Schleifen“: Förderung wirkt sich auf Preise aus, Preise schlagen sich in den THG-Bilanzen nieder, die wiederum die Förderung bestimmen. Solche Schleifen sollten unbedingt vermieden werden.

²⁶ Vorrangig zu nennen ist ein eigens zu dem Thema durchgeführter Expertenworkshop im Oktober 2007; hierbei nahmen zahlreiche Ökobilanzexperten aus verschiedenen europäischen Ländern teil; der von deutscher Seite eingebrachte und begründete Vorschlag zur Allokation auf Heizwertbasis wurde danach von der EU Kommission aufgegriffen.

→ Die Preise sind vielfach nicht einfach zu bestimmen, für manche Produkte können nur Schätzwerte angesetzt werden; damit ist der Ansatz nicht universell einsetzbar und mit hohen Unsicherheiten verbunden.

1.2.1.2 Beispielhafter Vergleich verschiedener Ansätze der Nebenproduktbewertung

Anhand der Beispiele:

- a) Rapsextraktionsschrot und Glycerin bei Biodiesel
- b) (Trocken-)Schlempe bei Weizenethanol

sollen die Bilanzergebnisse für folgende Ansätze verglichen werden:

- ▶ Regeln nach RED
- ▶ Allokation nach unterem Heizwert, bezogen auf die Trockensubstanz
- ▶ Allokation nach Marktpreis („Schweizer Ansatz“)
- ▶ Substitutions- bzw. Gutschriftenmethode

a.) Extraktionsschrot und Glycerin bei Biodiesel aus Rapsöl (RME)

In Abbildung 8 ist die Herstellungskette für RME dargestellt, wobei die genauen Werte der Berechnungsweise und der Hintergrunddaten für die „typischen Werte“ in Anhang V der RED (2009) hierbei übernommen wurden. Tabelle 2 enthält die Basisdaten zur Errechnung dieser Stoffströme sowie zur Allokation. In der Grafik ist bereits die Allokation für die beiden Nebenprodukte Rapsextraktionsschrot und Glycerin konform mit der RED umgesetzt (untere Zeile). Aus der Gesamtsumme (ohne Allokation oder Gutschrift) von 68,7 g CO₂-Äq./MJ RME ergibt somit 45,7 g CO₂-Äq./MJ RME – entsprechend dem auf 46 g CO₂-Äq./MJ gerundeten Wert in der Richtlinie.

Abbildung 8: Herstellungskette von RME nach der Berechnungsweise und den Hintergrunddaten der „typischen Werte“ in Anhang V der RED.

Quelle: eigene Darstellung auf Basis RED, BioGrace

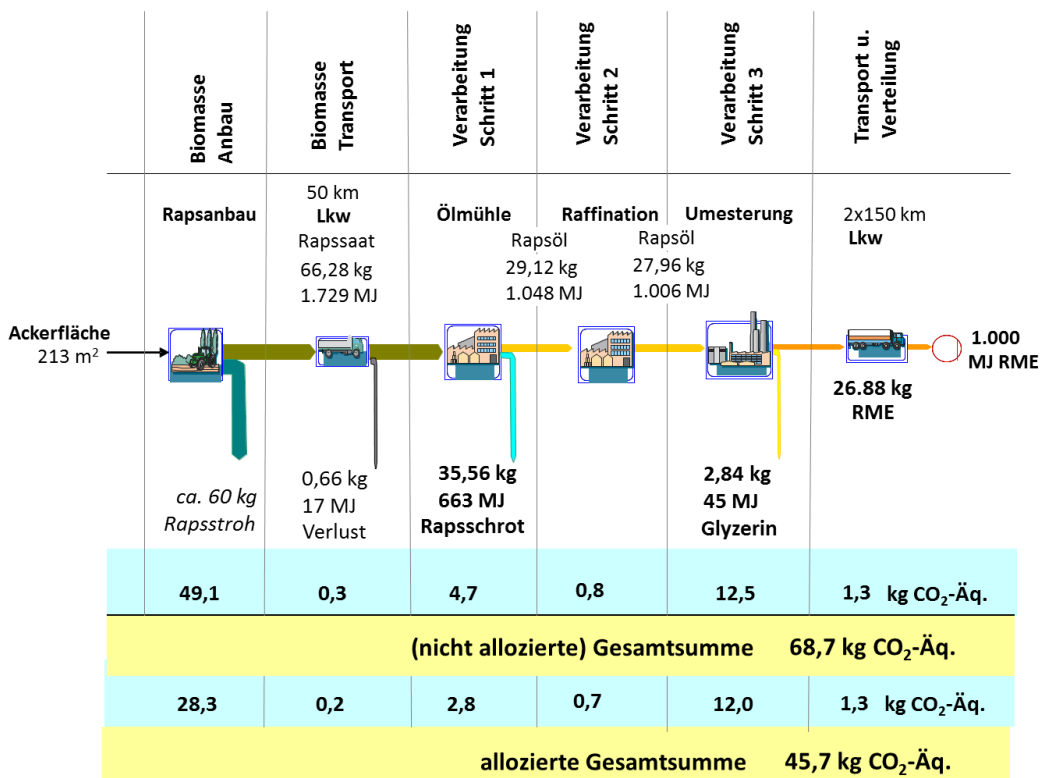


Tabelle 3: Basisdaten zur Berechnung und Allokation der typischen Werte für RME;
Basis: RED, BioGrace

	Erträge	in kg	unterer Heizwert MJ/kg	Erträge in		
				MJ pro MJ RME	kg pro kg RME	kg pro GJ RME
Rapssaat	3.113	pro ha*a	26,4	1,729	2,465	66,28
<i>Verlust Transport Lagerung</i>	1%			0,017	0,024	0,65
Rapsöl, roh	0,449	pro kg Rapssaat	36	1,048	1,083	29,12
Rapsschrot	0,549	pro kg Rapssaat	18,65	0,663	1,323	35,56
Rapsöl, raff.	0,960	pro kg Rapsöl, roh	36	1,006	1,040	27,96
Glyzerin	0,102	pro kg Rapsöl, raff.	16	0,045	0,106	2,84
RME	0,962	pro kg Rapsöl, raff.	37,2	1,000	1,000	26,88

Ungeachtet einer Reihe von diskussionswürdigen Annahmen zu dieser Modellierung werden die Werte aus Abbildung 8 im Folgenden mit Ergebnissen der Alternativmethoden verglichen.

Alternative A: Allokation nach unterem Heizwert, bezogen auf die Trockensubstanz

Diese Variante kann für dieses Beispiel entfallen, da die Stoffströme überwiegend wasserfrei oder nur mit geringfügigen Wassergehalten verbunden sind.

Alternative B: Allokation nach Marktpreis („Schweizer Ansatz“)

Anstelle des unteren Heizwerts sind hier die Marktpreise für Rapsöl und Rapsextraktionsschrot sowie RME und Glyzerin anzusetzen. Aus den in Abbildung 9 zusammengestellten Quellen lassen sich folgende mittlere Preise für diese Kuppelprodukte herauslesen:

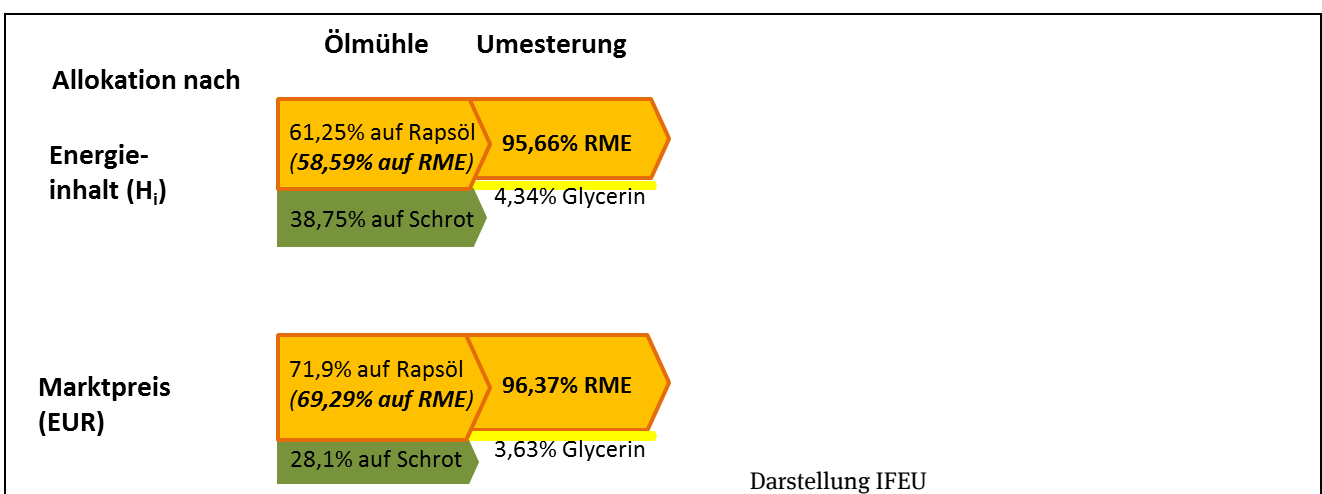
- ▶ Rapsöl: 750 € pro Tonne
- ▶ Rapsschrot: 240 € pro Tonne
- ▶ Rapsdiesel: 1.680 € pro Tonne (= 1,5 € pro Liter)
- ▶ Glyzerin (raff.): 600 € pro Tonne
- ▶ Glyzerin (roh): 300 € pro Tonne

Abbildung 9: Preisentwicklungen für Pflanzenöle, Ölschrote, Biodiesel und Glycerin.
Quelle: AMI und FNR



Vergleicht man die sich daraus ergebende Verteilung der Lasten mit der auf Basis der unteren Heizwerte, so erfolgt diese auf der ökonomischen Basis bei den skizzierten Preisansätzen tendenziell stärker hin zu Öl und RME als auf Basis des unteren Heizwerts (siehe Abbildung 10).

Abbildung 10: Prozentuale Verteilung der Lasten auf die Kuppelprodukte in den jeweiligen Prozessschritten; oben nach unterem Heizwert, unten nach Marktpreis.



Alternative C: Substitutions- bzw. Gutschriftenmethode

Diese Vorgehensweise ist in vielen Ökobilanzen für Bioenergieträger langjährige Praxis. Sie beruht auf folgenden Prämissen:

- ▶ Klare Unterscheidung zwischen dem Hauptprodukt und dem/den Nebenprodukt/en
- ▶ Da das Hauptprodukt additiv ist (zusätzliche Produktion, bisher nicht am Markt), ist/sind auch die Nebenprodukt/e additiv und können andere im Markt befindliche Produkte ersetzen.

Beides ist im Fall von Bioenergie in der Regel gegeben. So ist z. B. Biodiesel angesichts der Quotenpflicht primär der Treiber für den Anbau von Raps; für das bei der Produktion anfallende Rapsschrot (oder der Presskuchen) und das Glycerin sind jeweils Vermarktungswege zu suchen. Der Betrachtungsschwerpunkt würde sich jedoch ändern, wenn das Pflanzenöl aufgrund der Marktverhältnisse das Nebenprodukt wäre, wie z. B. bei Soja (siehe die Preise in Abbildung 9: bei einer Mengenrelation 22 % Öl zu 78 % Schrot, liegt der Erlös für Schrot beim Doppelten gegenüber dem Öl). Geht man bei zusätzlichem Rapsschrot von einer Substitution von Sojaschrot aus, stellt sich die Frage, was würde Sojaschrot substituieren.

Die Frage, was substituiert wird, ist fallweise zu diskutieren. Es gibt keine eindeutige Vorgabe, wie das zu substituierende Produkt zu bestimmen sei. Folgende Aspekte können dabei in Betracht gezogen werden:

- ▶ Marginalität:
 - Ersetzt wird jenes Produkt, welches aufgrund seiner führenden Rolle am Markt am wahrscheinlichsten erscheint; bei Rapsschrot wäre das Sojaschrot aus Südamerika (Brasilien, zunehmend auch Argentinien)
 - Ersetzt wird das Produkt im Markt, welches am teuersten ist (als „merit order“ wird dies im Strommarkt bezeichnet)
- ▶ Stoffliche / funktionale Äquivalenz:

Äquivalenz kann auf verschiedenen Ebenen bestehen, so können z. B. bei Futtermittel folgende Faktoren in Ansatz gebracht werden:

 - Die Trockenmasse
 - Der kalorische Wert
 - Der Futterwert nach Protein-/Fett-/Kohlenhydratzusammensetzung
 - die spezifische Qualität der Proteinzusammensetzung (Aminosäuren etc.)

In vielen Ökobilanzstudien wird u. a. wegen Mangel an Eindeutigkeit des Marginal effekts oder der Funktionalität eine Durchschnittsbetrachtung zu Grunde gelegt.

Gutschriftenmethode nach dem Ansatz der JEC-Studie

Das JEC Konsortium verwendet in seiner aktuellen WtW-Studie (JEC 2013) einen komplexen Ansatz, der einen Mix enthält aus

- ▶ Sojaschrot (aus Brasilien; siehe oben: Marginalität) und
- ▶ Getreide (zum Ausgleich des zu hohen Proteinanteils im Soja)

Es wird in der Studie eingehend diskutiert, wie die Futterqualitäten zu vergleichen sind angesichts der unterschiedlichen Verwertung bei Rindern und Schweinen bzw. Geflügel. Leider geht aus dem Bericht und den umfangreichen Datentabellen nicht hervor, wie im Detail vorgegangen wurde und welche Basisdaten verwendet wurden. In den aggregierten Tabellen ist lediglich zu erkennen, dass für Rapsschrot eine Gutschrift von 14,6 g CO₂Äq./MJ Biodiesel erteilt wird.

Für Glycerin vergibt JEC Gutschriften von 6,2 g CO₂Äq./MJ Biodiesel. Als andere Variante nimmt JEC den Einsatz aller Nebenprodukte in einem Biogasreaktor an und erteilt Gutschriften für die daraus erzeugte Energie.

Für die Gegenüberstellung in Tabelle 4 und Abbildung 11 zeigen neben den beiden im Kasten beschriebenen Varianten der JEC-Studie drei weitere Varianten auf der Basis von IFEU-Daten. Dabei

wird in einer Variante betrachtet, welchen Einfluss es auf das Ergebnis hätte, würde man bei dem ersetzten Sojaschrot davon ausgehen, es wäre mit Landnutzungsänderung im Bereich tropischer Regenwald verbunden. Dieser Extremansatz (Variante 4) wird hier mit abgebildet, um die Erheblichkeit solcher Annahmen zu verdeutlichen.

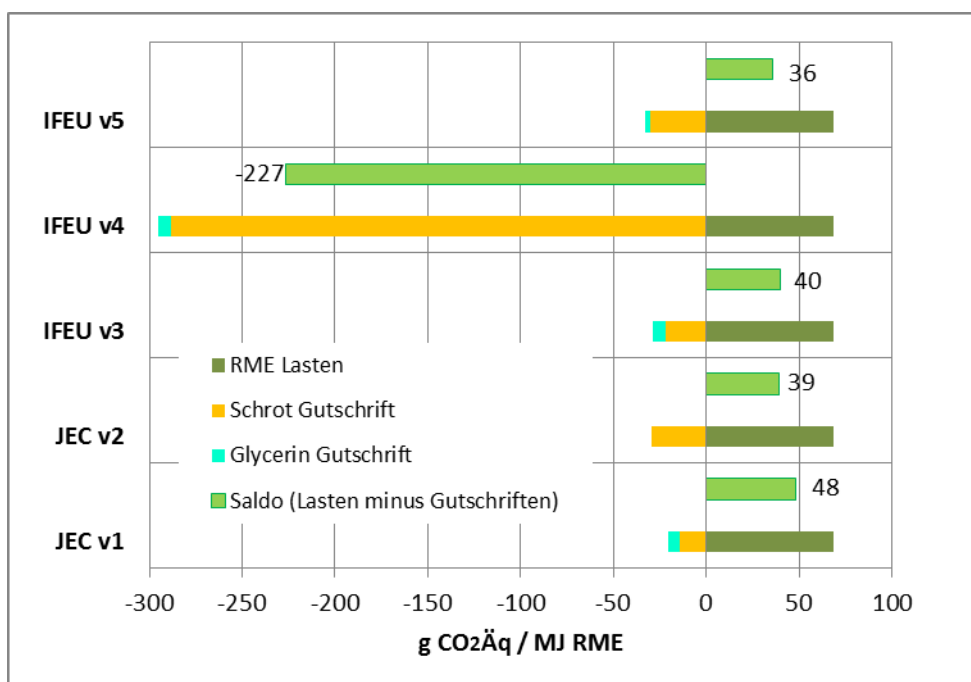
Tabelle 4: Verschiedene Ergebnisse zu Treibhausgasemissionsfaktoren für RME aufgrund verschiedener Annahmen zu Gutschriften für Rapsschrot und Glycerin; Basis: BioGrace, JEC (2013), IFEU-Daten

	WTT-Studie vs4 JEC (2013)		Varianten IFEU			Einheit
	Variante 1	Variante 2	Variante 3	Variante 4	Variante 5	
RME Lasten	68,6	68,6	68,6	68,6	68,6	g CO ₂ Äq/MJ RME
Gutschriften						
Schrot	-14,6	-29,2	-22,0	-288,5	-30,5	g CO ₂ Äq/MJ RME
Glycerin	-6,2		622	-8.170	864	g CO ₂ Äq/kg Schrot
			-6,59	-6,59	-2,5	g CO ₂ Äq/MJ RME
			2,9	2,9	1,1	g CO ₂ Äq/kg Glyc.
Saldo	47,8	39,4	40,1	-226,5	35,6	g CO ₂ Äq/MJ RME

Erläuterung:

- RME Lasten entsprechen einheitlich für alle Varianten den typischen Werten der RED Anhang V, Teil A.
- Variante 1 (JEC): Futtermittlersatz für Schrot und technisches Glycerin für Glycerin
- Variante 2 (JEC): Biogas aus Schrot und Glycerin und Energiegutschrift
- Variante 3 (IFEU): Sojaschrotersatz für Schrot und technisches Glycerin für Glycerin (analog zu 1)
- Variante 4 (IFEU): wie 3 nur unter der Annahme, ersetztes Sojaschrot wäre mit Landnutzungsänderung (trop. Regenwald) verbunden
- Variante 5 (IFEU): Schrot und Glycerin energetisch genutzt

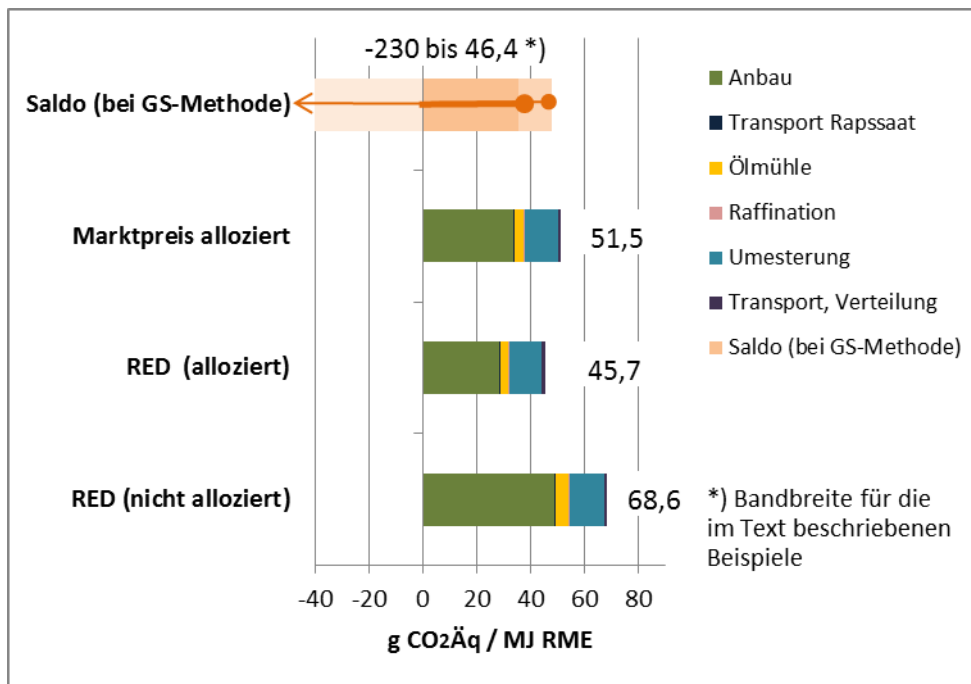
Abbildung 11: THG-Bilanzen für RME nach verschiedenen Varianten zu Gutschriften für Rapsschrot und Glycerin; Zahlenwerte siehe Tabelle 3.



Gegenüberstellung der alternativen Ansätze

In Abbildung 12 sind die Ergebnisse zu den verschiedenen Ansätzen zusammengestellt. Interessant ist bei diesem Beispiel, dass die Unterschiede insgesamt nicht dramatisch ausfallen, sofern man bei der Gutschriftenmethode keine „Extrem-Annahmen“ ansetzt. Die Nettoergebnisse (nach Allokation wie auch Gutschrift) bewegen sich in einer Bandbreite von plus/minus 14 % gegenüber dem recht nahe an einem Mittelwert liegenden RED-Wert (Allokation unterer Heizwert).

Abbildung 12: THG-Bilanzen für RME nach verschiedenen Varianten der Allokation und Gutschriften (GS) für Rapsschrot und Glycerin.



b.) Beispiel 2: (Trocken-)Schlempe bei Weizenethanol

In Abbildung 13 ist die Herstellungskette für Ethanol aus Weizen in der gleichen Logik wie beim vorausgehenden Beispiel dargestellt; Tabelle 4 enthält die Basisdaten zur Errechnung dieser Stoffströme sowie zur Allokation. In der Grafik ist die Allokation für das Nebenprodukt Trockenschlempe (DDGS, dried distiller’s grains with solubles) konform mit der RED umgesetzt (untere Zeile). Aus der Gesamtsumme (ohne Allokation oder Gutschrift) von 64 g CO₂Äq/MJ Ethanol ergibt somit 38,7 g CO₂Äq/MJ RME – entsprechend dem auf 39 g CO₂Äq/MJ gerundeten Wert in der Richtlinie.

Abbildung 13: Herstellungskette von Weizenethanol nach der Berechnungsweise und den Hintergrunddaten der „typischen Werte“ in Anhang V der RED. Quelle: eigene Darstellung auf Basis RED, BioGrace

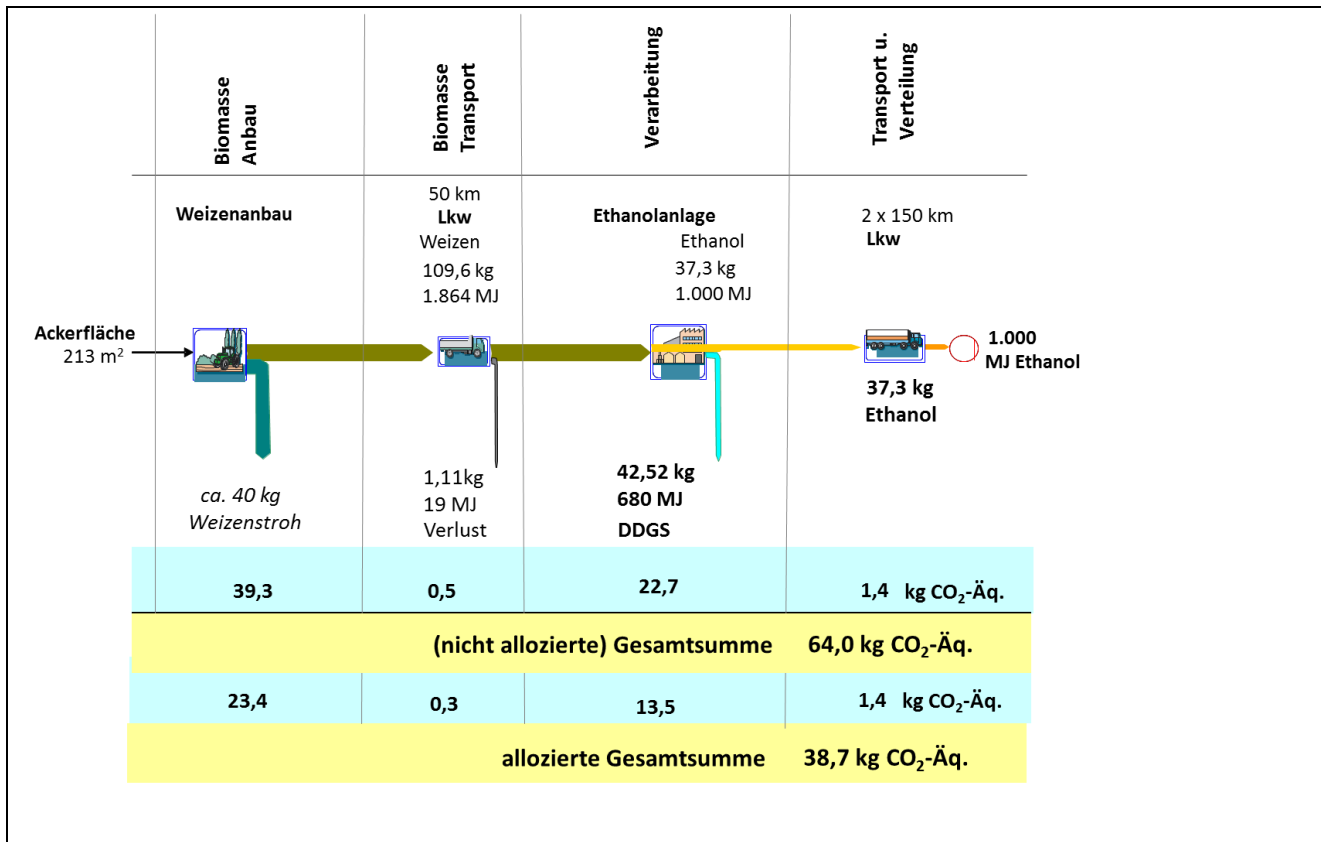


Tabelle 5: Basisdaten zur Berechnung und Allokation der typischen Werte für Weizenethanol; Basis: RED, BioGrace

	Erträge	in kg	unterer Heizwert MJ/kg	MJ pro MJ EtOH	Erträge in kg pro kg EtOH	Erträge in kg pro GJ EtOH
Weizenkorn	5.208	pro ha*a	17	1,882	2,969	111
Verlust Transport Lagerung	1%			0,019	0,03	1,11
DDGS	0,34	pro kg Weizen	16	0,68	1,14	42,52
Ethanol	0,388	pro kg Weizen	26,81	1,00	1,00	37,3

Auch hier sollen diskussionswürdige Annahmen der Basismodellierung nicht weiter erörtert werden. Als Alternativmethoden werden folgende Varianten betrachtet:

Alternative A: Allokation nach unterem Heizwert, bezogen auf die Trockensubstanz

Diese Variante kann für den Fall von getrockneter Schlempe ebenfalls wie bei Rapsextraktionsschrot entfallen. Betrachtet man jedoch Nassschlempe, so wird dieser Ansatz durchaus relevant. In einer Sonderbetrachtung soll daher der Fall „Nassschlempe“ bewertet werden.

Alternative B: Allokation nach Marktpreis („Schweizer Ansatz“)

Anstelle des unteren Heizwerts sind hier die Marktpreise für Ethanol und DDGS anzusetzen. Diese werden wie folgt angesetzt:

Ethanol: 1.600 € pro Tonne
 Trockenschlempe(DDGS): 165 € pro Tonne

Alternative C: Substitutions- bzw. Gutschriftenmethode

Wie beim Beispiel für Raps werden für DDGS hier folgende Varianten sollen hier betrachtet:

- ▶ Die Werte aus der aktuellen WtW-Studie
 Für DDGS wird darin eine Futtermittel-Gutschrift von 22 g CO₂Äq./MJ Ethanol erteilt
 Als zweite Variante nimmt JEC den Einsatz von DDGS zur Stromerzeugung an und rechnet die Substitution eines EU-Mixes dagegen. Die Gutschrift liegt hier bei 32,7 CO₂Äq./MJ Ethanol.
- ▶ zwei analoge Varianten auf der Basis von IFEU-Daten.

Die Ergebnisse hierzu sind in Tabelle 6 dargestellt.

Auch hier könnte wie bei Raps grundsätzlich ein spezielles Szenario mit einer Vermeidung von Landnutzungsänderung im Bereich tropischer Regenwald durch die Substitution von Sojaschrot ergänzt werden. Diese Variante wurde jedoch bereits ausreichend am Raps-Beispiel erörtert.

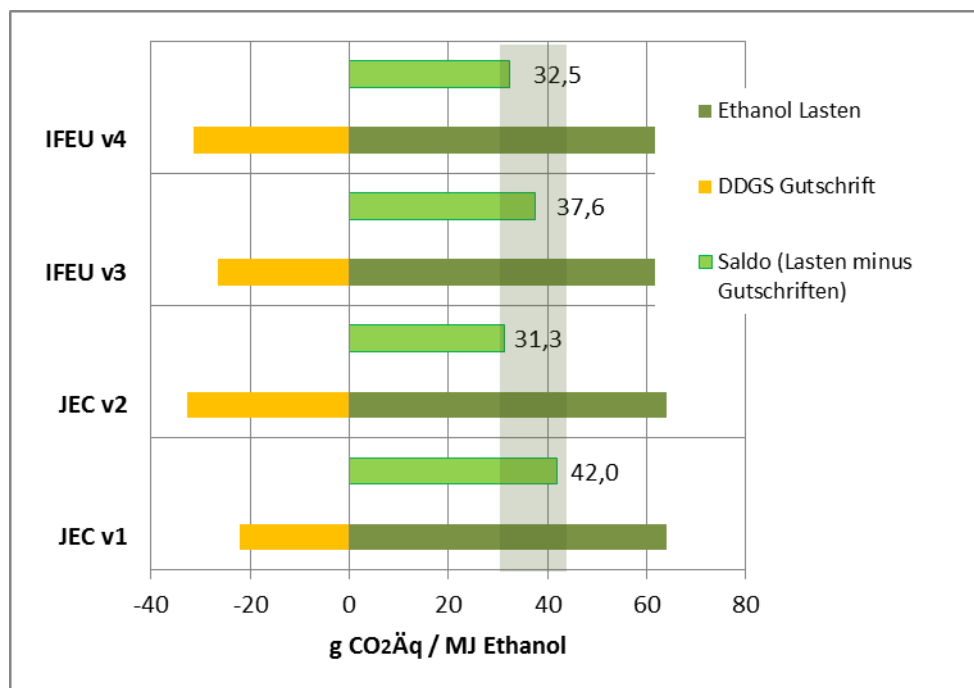
Tabelle 6: Verschiedene Ergebnisse zu Treibhausgasemissionsfaktoren für Bioethanol aus Weizen aufgrund verschiedener Annahmen zu Gutschriften für (Trocken-) Schlempe; Basis: BioGrace, JEC (2013), IFEU-Daten

	well-to-tank-Studie vs4 JEC (2013)		Varianten IFEU		Einheit
	Variante 1	Variante 2	Variante 3	Variante 4	
Ethanol Lasten	64	64	64	64	g CO ₂ Äq./MJ RME
Gutschriften					
DDGS	-22	-37,2	-26,4	-31,5	g CO ₂ Äq./MJ RME
Saldo	42	31,3	37,6	32,5	g CO ₂ Äq./MJ RME

Erläuterung:

- Ethanol Lasten entsprechen einheitlich für alle Varianten den typischen Werten der RED Anhang V, Teil A.
- Variante 1 (JEC): Futtermittlersatz für DDGS
- Variante 2 (JEC): Energienutzung von DDGS
- Variante 3 (IFEU): Sojaschrotersatz für DDGS (analog zu 1)
- Variante 4 (IFEU): Energienutzung von DDGS (analog zu 2)

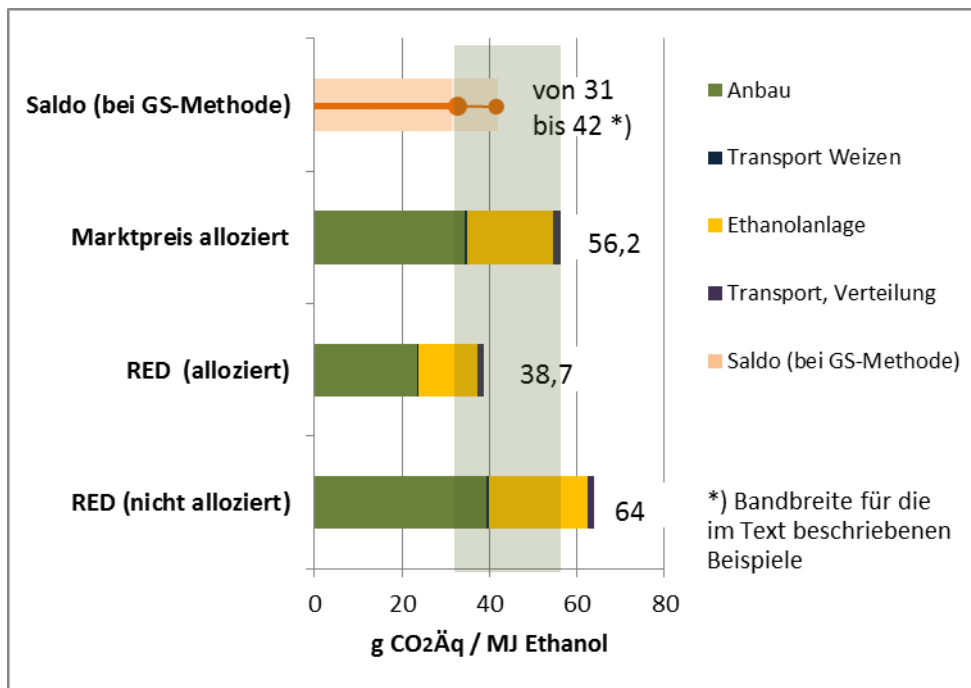
Abbildung 14: THG-Bilanzen für Bioethanol aus Weizen nach verschiedenen Gutschriften-Varianten für DDGS; Zahlenwerte siehe Tabelle 5; eigene Berechnungen.



Gegenüberstellung der alternativen Ansätze

In Abbildung 15 sind die beispielhaften Ergebnisse zu den verschiedenen Ansätzen zusammengestellt. Die Nettoergebnisse (nach Allokation wie auch Gutschrift) bewegen sich in einer Bandbreite von plus 16 % bis minus 8 % gegenüber dem RED-Wert (Allokation unterer Heizwert). Die Markt-preisallokation zeigt hier nochmals deutlicher als beim Raps eine höhere Belastung des Biokraftstoffs gegenüber dem als Futtermittel gehandelten Nebenprodukts.

Abbildung 15: THG-Bilanzen für Bioethanol aus Weizen nach verschiedenen Gutschriften-Varianten für DDGS (GS = Gutschrift); Zahlenwerte siehe Tabelle 5.



Sonderbetrachtung Vergleich getrocknete gegenüber nicht getrockneter Schlempe anhand der Heizwert-Allokation.

In der Mitteilung 2010/C 160/0 ist ausgeführt, dass der untere Heizwert den Wassergehalt berücksichtigen sollte und nicht nur der untere Heizwert des Trockenanteils verwendet werden soll. Bei (nahezu) trockenen Produkten hat diese Regel keine Bedeutung. Ist eines der (Neben-)Produkte jedoch mit einem höheren Wassergehalt verbunden, ist dies durchaus relevant.

Im Folgenden soll das am Beispiel der Nassschlempe veranschaulicht werden. Zwei Aspekte spielen hierbei eine Rolle:

1. Nassschlempe hat bei einem Wassergehalt von über 80 % einen negativen Heizwert, als Allokationsfaktor gilt somit Null.
2. Der Wegfall der Trocknung verringert den Prozessaufwand der Verarbeitung erheblich (der Erdgasbedarf für Dampf im Beispiel „Nassschlempe“ beträgt schätzungsweise nur 20 % des Falls für den „typischen“ Wert mit Trocknung zu DDGS).

In Abbildung 16 sind die Ergebnisse dargestellt. Neben dem typischen Fall mit DDGS (einmal nicht alloziert, einmal entsprechend den RED-Werten alloziert) sind zwei Versionen mit Nassschlempe dargestellt:

1. Bezogen auf Frischsubstanz (in Übereinstimmung mit 2010/C 160/0):

hier zeigt sich, dass trotz des geringeren Prozessaufwands der Ethanolanlage der Wegfall einer Allokation des Weizenanbaus zu Lasten der Schlempe die Gesamtlast für Ethanol von 38,7 g CO₂Äq/MJ auf rund 50 g CO₂Äq/MJ ansteigen lässt.

2. Bezogen auf Trockensubstanz (die von JRC ursprünglich bevorzugte Methode):

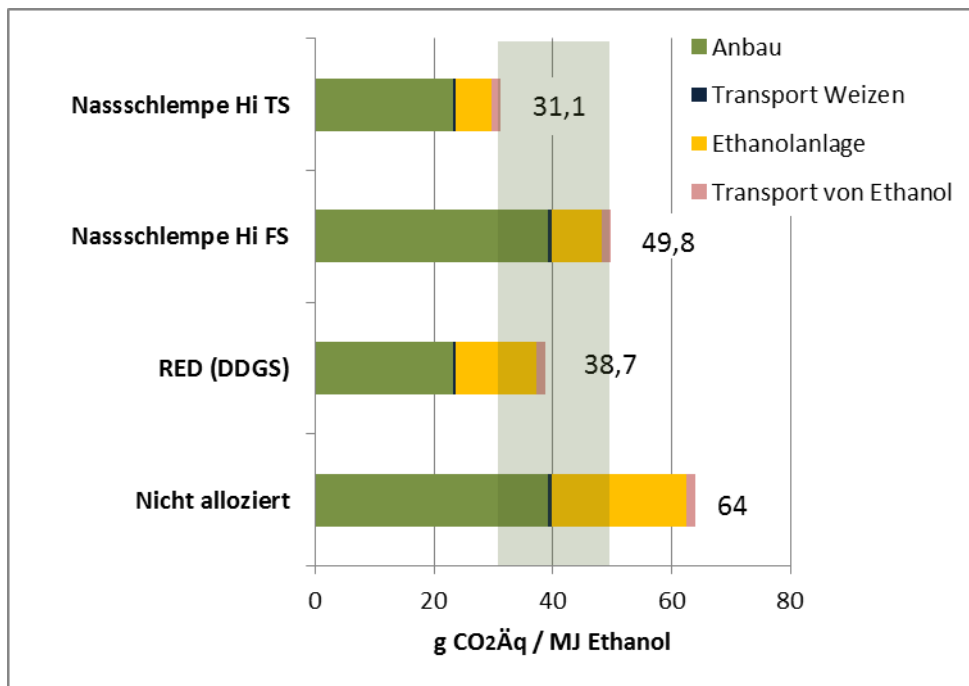
umgekehrt zum ersten Ansatz wirkt sich hier die Verringerung des Prozessaufwands der Ethanolanlage absolut mindernd auf das Resultat aus, weil sich bei der Allokation praktisch nichts ändert: der Wassergehalt der Schlempe wird ignoriert, Nassschlempe bekommt die gleiche

Last zugerechnet wie DDGS.

Im Beispiel reduziert sich die Gesamtlast für Ethanol von 38,7 g CO₂Äq/MJ auf rund 31,1 g CO₂Äq/MJ

Diese Betrachtung zeigt, wie vergleichsweise sensitiv diese Regelung ist.

Abbildung 16: Vergleich der THG-Bilanzen für Bioethanol aus Weizen Allokation nach unterem Heizwert bei getrockneter Schlempe (DDGS) und Nassschlempe auf Basis Frischsubstanz (Hi FS) sowie Trockensubstanz (Hi TS).



1.2.1.3 Beispielhafter Vergleich zum Umgang mit „Rückständen“

Gemäß RED sind die Lebenszyklus-Treibhausgasemissionen von Abfällen, Ernterückständen wie Stroh, Bagasse, Hülsen, Maiskolben und Nussschalen sowie Produktionsrückständen einschließlich Rohglycerin (nicht raffiniertes Glycerin) ... bis zur Sammlung dieser Materialien auf null anzusetzen. (Anhang V, Punkt 18)

Für Abfälle entspricht diese Regel dem üblichen Ökobilanz-Standard bei Allokationen, denn Abfall ist im Sinne der Produktionstheorie ein unerwünschter Output (ein „Übel“), der dem Erzeuger ökonomische Lasten zur Entledigung aufbürdet. Besitzt ein Material einen Marktwert, so gilt es als „Gut“ und wird zu Recht als (Neben-)Produkt bezeichnet (siehe auch Schmidt 1998).²⁷

Die Autoren der RED haben mit dem Begriff der Rückstände bewusst eine dritte Kategorie eingeführt, in gewisser Hinsicht ein Neutrum, nicht gut genug für ein Produkt (da es sich nur schwierig vermarkten lässt), aber ohne das abfalltypische Attribut eines „Übels“. Kein Landwirt wird akzeptieren, wenn das Stroh seines Weizens als Abfall bezeichnet würde und er es auch noch entsorgen müsste. Schließlich kann es schadlos auf dem Acker verbleiben als Bestandteil des natürlichen Wachstums-

²⁷ Schmidt M. Ein leistungsfähiger Allokationsansatz für Stoffstromsysteme mit Kuppelproduktion aus der Produktionstheorie. In: Frischknecht R, Hellweg S, editors. Ökobilanz-Allokationsmethoden Modelle aus der Kosten- und Produktionstheorie sowie praktische Probleme in der Abfallwirtschaft, Vol. 7. Diskussionsforum Ökobilanzen an der ETH Zürich; 1998. p. 35–41.

kreislaufs. So lange die Marktfähigkeit dieser Materialien nicht gegeben ist, ist diese Regel durchaus schlüssig und auch im Sinne üblicher Prozessallokationen formal korrekt.

Schwierig wird diese Frage, wenn aus dem neutralen „Rückstand“ tatsächlich ein wertvolles Gut erzeugt wird und zwar nicht in einem nachgelagerten externen Verwertungsprozess, sondern in direkter Folge, z. B. durch Einsatz als Energieträger für den Herstellungsprozess, wobei Überschussstrom erzeugt wird und an Dritte verkauft wird. Dieser Strom ist ein echtes Wirtschaftsgut, welches als Nebenprodukt aus dem Prozess nach formal korrekten Regeln alloziert werden müsste. Die RED schließt dies mit der expliziten Formulierung (s. o.) aus.

Es werden verschiedene, durchaus plausible Gründe zu Gunsten der „Rückstände-Regel“ der RED ins Feld geführt:

- ▶ Es sei wünschenswert, diese Materialien als Rohstoffe für Bioenergieträger (BtL etc.) zu mobilisieren, daher sollen ihnen die Vorlasten erlassen werden; das trifft insbesondere für Rohglycerin zu, da durch die Zunahme an Biodiesel der übliche Markt für das dabei anfallende Glycerin übersättigt ist.
- ▶ Stroh und Weizenkorn würden bei einer Allokation nach unterem Heizwert als Kuppelprodukte in etwa den gesamten ackerbaulichen Produktionsaufwand in etwa 50/50 aufteilen; Stroh bekäme so viel THG angerechnet wie Weizenkorn, was von der eigentlichen Wertigkeit durchaus in Frage zu stellen wäre.
- ▶ Bezüglich des möglichen Überschussstroms ist zu beachten, dass die Förderstruktur für Biokraftstoffe und Biomassestrom bislang uneinheitlich ist. In vielen Ländern wird Strom aus Biomasse konsequent ohne Vorlast in die nationale Berichterstattung eingerechnet. Würde man eine Aufteilung der Emissionen zu Gunsten des Agrarprodukts (z. B. Weizenkorn) treffen, müssten auch den Rückständen (z. B. Stroh) und dem daraus erzeugten Strom die Lasten zugerechnet werden.

Akzeptiert man diese Gründe, bleibt mit dem Ansatz der RED dennoch eine große Problematik ungelöst: die namentliche Aufzählung einzelner Materialien („Positivliste“) erlaubt keine Übertragung auf andere nicht genannte Materialien. Eine standardisierte Definition für „Rückstände“ in diesem Sinne hat sich bisher nicht finden lassen. Auch das europäische Normungsgremium CEN TC 383 („Sustainably produced biomass for energy applications“), welches sich lange damit befasst hat, hat sich dazu auf keine Antwort verständigen können.

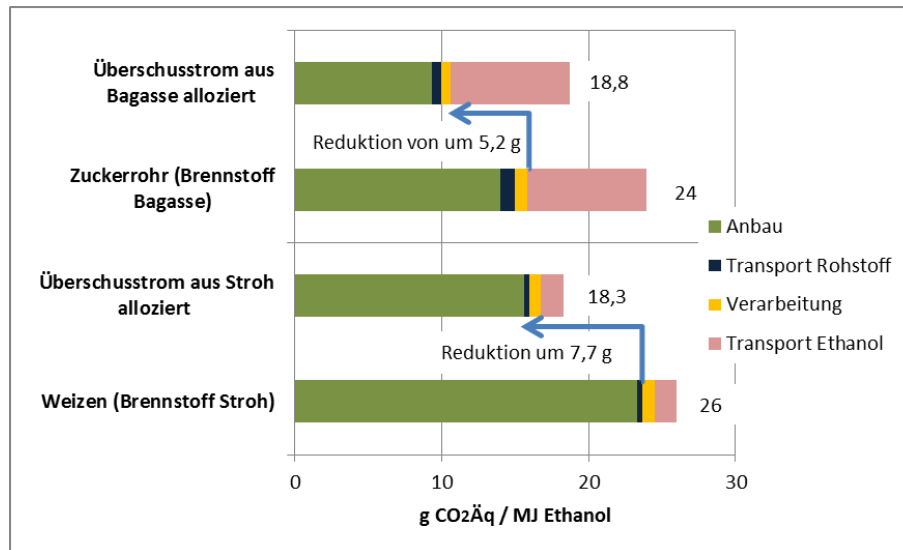
Jenseits dieser regulatorisch methodischen Fragen sei hier kurz reflektiert, welche Auswirkungen diese Regel auf die THG-Ergebnisse von Pfaden hat. In den bisher in der RED enthaltenen Standardwerten sind folgende Pfade davon betroffen:

- ▶ Ethanol aus Weizen (**Stroh** als Prozessbrennstoff in KWK-Anlage)
- ▶ Ethanol aus Zuckerrohr (**Bagasse** als Prozessbrennstoff in KWK-Anlage)
- ▶ Biodiesel aus Palmöl, sowie hydriertes Palmöl
(beides mit **Faserrückstand** als Prozessbrennstoff in KWK-Anlage)

In allen Fällen würde die Lebenswegbilanz durch Allokation eines Überschussstroms aus den Rückständen deutlich verbessert werden, da Anteile des Anbauschnitts dem Rückstand und damit dem Überschussstrom angerechnet würden. Damit könnten beispielsweise höhere Emissionen bei ungünstiger Anbauwerte oder sogar Landnutzungsänderung kompensiert werden.

Bei den ersten beiden Beispielen ist jedoch zu bedenken, dass die Gesamtemissionen des Lebenswegs bereits wegen der CO₂-neutralen Biomasse als Energieträger vergleichsweise niedrig liegen. In den in Abbildung 17 dargestellten Beispielen lassen sich die Bilanzen um rund 5 bis 8 g CO₂Äq/MJ reduzieren.

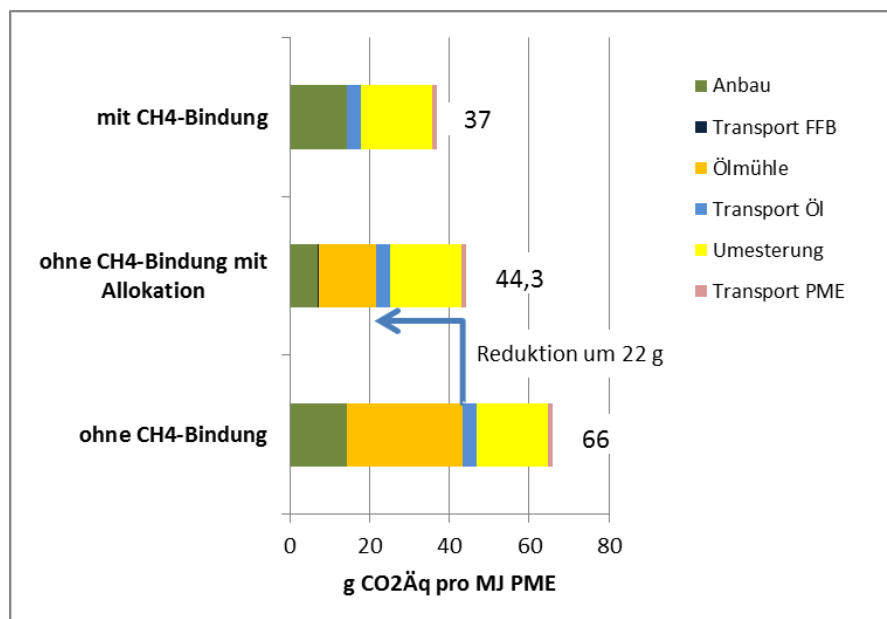
Abbildung 17: Auswirkung einer Allokation von Überschussstrom auf die THG-Bilanzen für Bioethanol aus Weizen (Brennstoff Stroh) und Zuckerrohr (Brennstoff Bagasse)



Dem Überschussstrom wird dabei je etwa ein Drittel der Last zugerechnet, bei Weizen nur des Anbaus, bei Zuckerrohr inklusive der Verarbeitung, da die Bagasse dort erst anfällt.²⁸

Von höherer Relevanz ist diese Fragestellung bei Palmöl, sofern eine Methanbindung an der Ölmühle nicht erfolgt. Durch Allokation des Überschussstroms aus der Verfeuerung der Faserrückstände kann die wegen der POME-Gase schlechte Bilanz deutlich aufge bessert werden, wie Abbildung 18 zeigt. Durch Einspeisung des Überschussstroms aus den Faserrückständen kann sich der Standardfall ohne Methanbindung um 22 g CO₂Äq/MJ PME günstiger rechnen und auf diese Weise nahezu eine 50 % Einsparung gegenüber dem fossilen Referenzfall (83,8 g CO₂Äq/MJ) erzielen.

Abbildung 18: Auswirkung einer Allokation von Überschussstrom auf die THG-Bilanzen für Biodiesel aus Palmöl (Brennstoff Faserrückstände)



²⁸ Die RED bezeichnet Bagasse als Ackerrückstand, sie fällt jedoch bei der Verarbeitung in der Zucker- bzw. Ethanolanlage an und ist damit ein Produktionsrückstand.

Fazit

Die Frage, wie „richtigerweise“ mit dem Aspekt „Rückstände“ bei der Treibhausgasrechnung umzugehen ist, kann nur auf der Grundlage der Zieldefinition dieser Berechnung beantwortet werden. Geht es um eine rein wissenschaftlich, fachliche Bewertung von Biomassepfaden, so wäre schwer zu begründen, weswegen für explizite Nebenprodukte wie Überschussstrom keine Allokation erfolgen soll, nur weil der intermediäre Brennstoff als Rückstand aus dem Produktionssystem eingestuft wird.

Sind bei der Bewertung jedoch politische Motive im Spiel, die

- ▶ einerseits Rückstände als Rohstoffe für die politisch gewollten rückstandbasierten Produkte mobilisieren möchte (Stichwort BtL) oder
- ▶ andererseits eine konservative Absicherung gegenüber schwer nachvollziehbaren verbesserten Bilanzen vorsehen möchten (siehe Beispiel Palmöl, Ausgleich einer speziellen nachteiligen Praxis durch Nebenproduktallokation an anderer Stelle),

dann ist es durchaus plausibel, diesen Typus an Nebenprodukt von der Allokation auszunehmen. Es bleibt dabei jedoch das Problem einer fehlenden einheitlichen Definition für die Kategorie, sodass immer eine eindeutige namentliche Nennung des Materials erforderlich ist.

1.2.2 Lachgasemissionen (N₂O) beim Biomasseanbau

1.2.2.1 Verfügbare Modelle zur Berechnung von Lachgasemissionen

Bislang liegt keine Regelvorgabe zur Berechnung von Feldemissionen mit Lachgas vor. In der Mitteilung 2010/C 160/0 wird lediglich die sogenannte Tier 1-Methode des IPCC empfohlen (siehe Abschnitt 3.1.2.2).

Bei der Berechnung der gegenwärtigen RED-Standardwerte wurde allerdings für unterschiedlich vorgegangen:

- ▶ Für eine landwirtschaftliche Erzeugung im geografischen Raum der EU wurde das von JRC entwickelte Modell DNDC angewendet.²⁹
(dabei ist zu beachten, dass für die Anwendung der mit diesem Modell errechneten Standardwerte für Weizen, Zuckerrübe, Raps, Sonnenblume keine Einschränkung zur geografischen Herkunft gemacht wird; Weizen-Ethanol aus jeder Region der Welt darf grundsätzlich den Standardwert auf DNDC-Basis in Anspruch nehmen).
- ▶ Für typischerweise außereuropäische Erzeugung (Zuckerrohr, Soja, Palmöl) wurde die IPCC-Methode angesetzt.

Zwischenzeitlich wurde von JRC eine neue Methode entwickelt, die verschiedene Ansätze kombiniert. Es handelt sich dabei um das so genannte **GNOC-Modell** (Global Nitrous Oxide Calculator), welches

- ▶ vom Stickstoffeinsatz ausgehend
(IPCC-Basisansatz: 1 % Emission des eingebrachten Dünger-N als N₂O-N)
- ▶ Korrekturkoeffizienten nach Art der Feldfrucht, klimatischer und bodenkundlicher Faktoren verwendet.

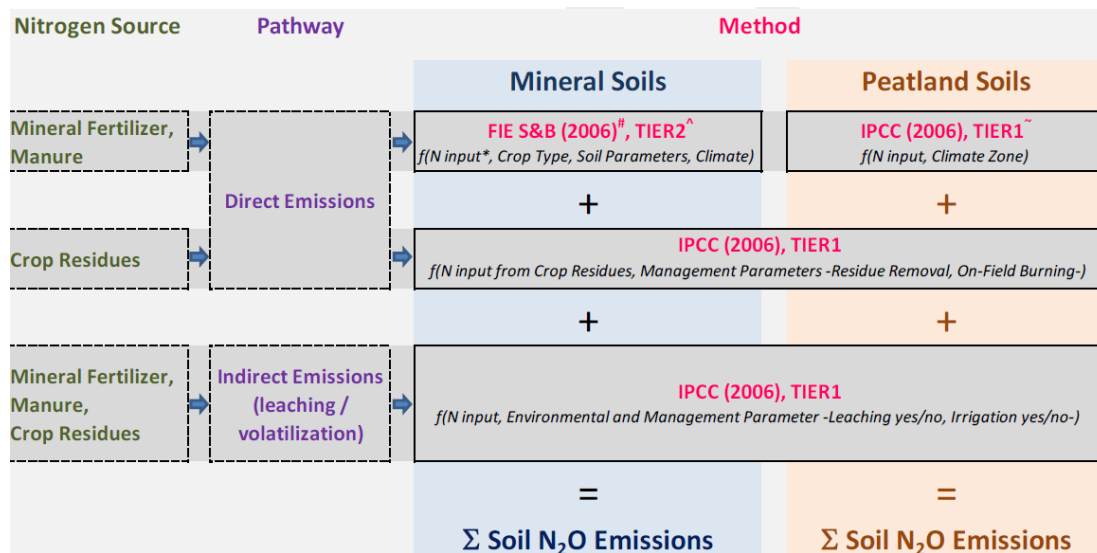
²⁹ DeNitrification DeComposition: siehe hierzu bei Leip et al. (2008)

Das Modell ist zwischenzeitlich online nutzbar (siehe Abbildung 20). Die erwarteten aktualisierten Standardwerte der RED werden nach bisherigem Wissen vollständig mit dem GNOC-Modell³⁰ berechnet.

1.2.2.2 Beschreibung GNOC-Modell

Zur Berechnung der Lachgas-Emissionen kombiniert das GNOC-Modell das statistische Modell von Stehfest und Bouwman (2006) mit dem IPCC Ansatz Tier 1 und Tier 2. Für die indirekten Pfade – leaching, run-off und Verflüchtigung folgt das GNOC Modell dem IPCC Tier 1 Ansatz für alle Stickstoff Quellen. Das gleiche gilt für die direkten Emissionen aus dem organischen Rückständen und organischen Böden. Für die Berechnung der direkten Emissionen aus Mineraldünger und der Ausbringung von Dung werden Unterschiede im Management und den Umweltbedingungen berücksichtigt. Ein schematischer Aufbau des GNOC Modells ist in Abbildung 19 dargestellt.

Abbildung 19: Ansatz zur Berechnung von N₂O Emissionen im GNOC Modell



- # Fertilizer induced Emission (FIE) based on the of Stehfest and Bouwman (2006)
- ~ TIER 1 = global emission factor
- ^ TIER 2 = crop and site specific emission factor
- * from mineral fertilizer and manure

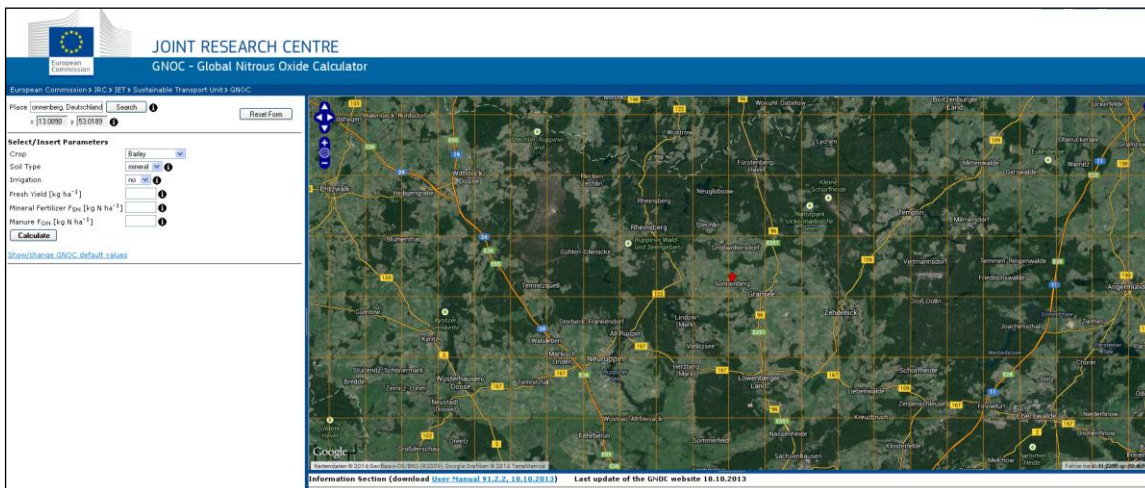
Die Berechnung der Lachgas-Emissionen kann über das Online Tool des GNOC Modells erfolgen: <http://gnoc.jrc.ec.europa.eu> (Abbildung 20). Dabei müssen Angaben getroffen werden:

- ▶ Ort manuelle Eingabe o. Auswahl über google maps layer)
- ▶ Feldfrucht Gerste, Kassava, Kokosnuss, Mais, Ölpalme, Raps, Roggen, Safflor, Hirse, Sojabohne, Zuckerrübe, Zucker-rohr, Sonnenblume, Triticale und Weizen
- ▶ Bodentyp mineralisch o. organisch
- ▶ Ertrag [kg/ha]
- ▶ Düngemittleinsatz [kg N/ha]

Die räumliche Auflösung des Modells beträgt 10 km x 10 km.

³⁰ European Comission, Joint Research Centre, Institute for Energy and Transport: The Global Nitrous Oxide Calculator – GNOC – Online Manual Tool, Version 1.2.2, <http://gnoc.jrc.ec.europa.eu> , 18. Oktober 2013

Abbildung 20: Interaktive Web-Seite des Modells GNOC; Quelle: <http://gnoc.jrc.ec.europa.eu/>



Umwelt- und Managementparameter sind je nach Lage und Feldfrucht als Standardwerte für die Berechnung hinterlegt, können aber auch modifiziert werden. Da die Umweltparameter in den Ansätzen nach DNDC und IPCC nicht variabel sind, seien jene hier im Folgenden gelistet:

- ▶ *Öko- Klimazone* (nach IPCC 2006, Vol 4, Ch. 4)
- ▶ *Klimaklasse* (nach Stehfest und Bouwman 2006)
- ▶ *Vegetation* – Getreide, Hülsenfrucht, andere (nach Klassifikation von Stehfest, Bouwman 2006)
- ▶ *Boden-pH* - < 5,5 / 5,5 - 7,3 / >7,3 (Klassifikation nach HWSD (2009))
- ▶ *Organischer C-Gehalt Boden* - <1; 1-3; >3 (Klassifikation nach HWSD (2009))
- ▶ *Bodentextur* – coarse, medium, fine (Klassifikation nach HWSD (2009))
- ▶ *Leaching* – yes; no (nach IPCC 2006)

Eine detaillierte Beschreibung des GNOC-Modells ist im Handbuch zum Online Tool enthalten.

In Abbildung 21 und Abbildung 22 sind die Haupteinflussfaktoren am Beispiel Raps und Weizen, die sich bei der Anwendung des GNOC-Modells variabel einstellen lassen, zusammengestellt. Der Gehalt an organischen Bodenkohlenstoff (C_{org}), die Textur und der pH-Wert des Bodens zeichnen sich dabei als wichtige Größen aus. Insbesondere ein Kohlenstoffgehalt >3 % und eine feine Textur haben den größten Einfluss auf die Lachgasemissionen im Anbau von Raps und Weizen. Der pH-Wert zeigt beim Anbau von Raps den größeren Ausschlag bei einem Wert >7,3. Beim Anbau von Weizen führt ein pH-Wert zwischen 5,5-7,3 zu deutlichen Unterschieden. Der Einfluss des Parameters pH-Wert wirkt sich somit je nach Feldfrucht unterschiedlich auf die Höhe der Lachgas-Emissionen aus. Weniger relevant sind dagegen die hier nicht mit abgebildeten Faktoren der organischen Rückstände auf dem Acker.

1.2.2.3 Beispielhafter Vergleich von Ansätzen zur Berechnung von Lachgasemissionen

Anhand der Beispiele

- ▶ Biodiesel aus Rapsöl
- ▶ Weizenbasiertes Ethanol

sollen die Bilanzergebnisse für folgende Ansätze verglichen werden:

- ▶ GNOC-Modell
- ▶ IPCC-Methode Tier 1
- ▶ DNDC-Modell (Wert aus RED Standardwerten, dem BioGrace-Tool entnommen)

Abbildung 21: Einfluss der variablen Parameter im GNOC-Modells am Beispiel Raps erzeugt auf einer Fläche in Brandenburg; dargestellt als CO₂Äq.-Emissionen bezogen auf 1 MJ Biodiesel

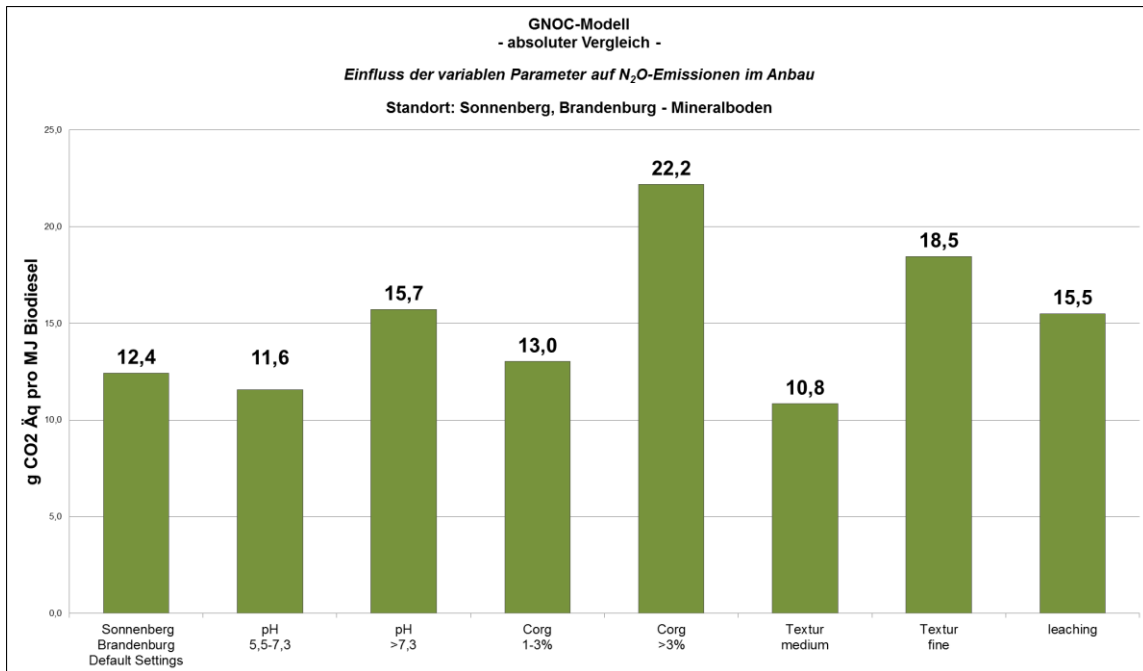
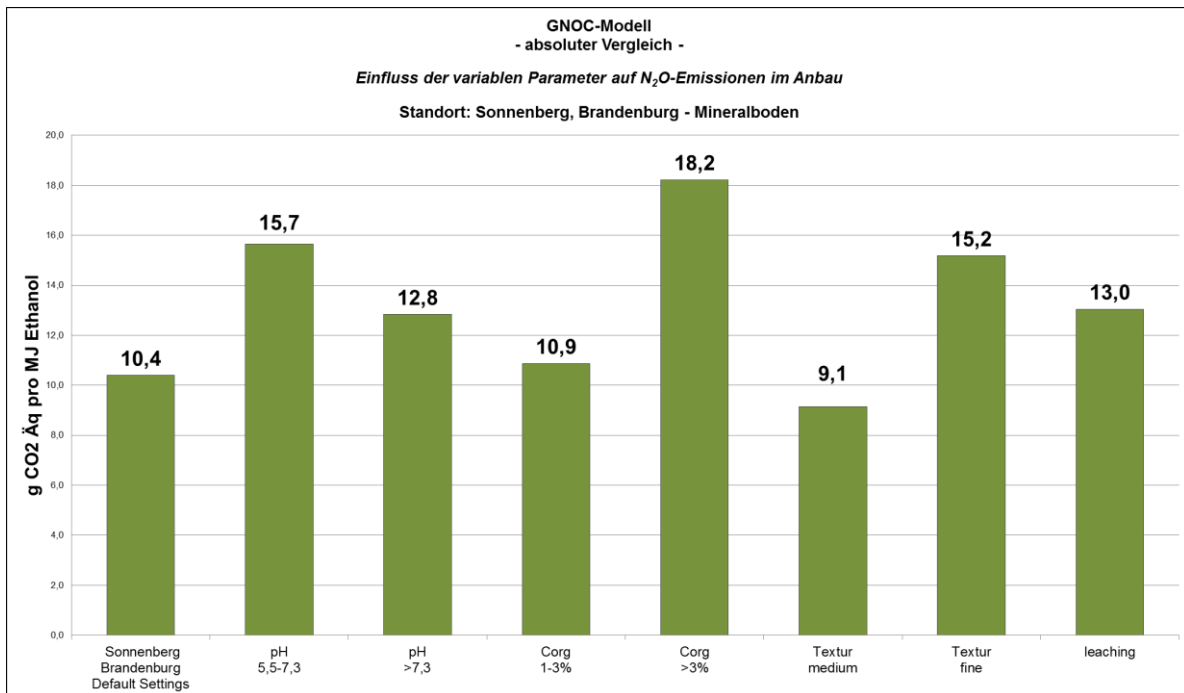


Abbildung 22: Einfluss der variablen Parameter im GNOC-Modells am Beispiel Weizen erzeugt auf einer Fläche in Brandenburg; dargestellt als CO₂Äq.-Emissionen bezogen auf 1 MJ Ethanol



Anhand des Standortes Sonnenberg, Brandenburg wurde in 3.4.2.2 der Einfluss der variablen Umweltparameter untersucht. Um den Einfluss der Standortwahl im GNOC-Modell in den Vergleich mit einzubeziehen, wurden drei weitere Standorte mit Mineralboden in Deutschland ausgewählt. Die Methoden nach IPCC und DNDC liefern dabei einheitliche Werte.

Die räumliche Auflösung im GNOC-Modell beträgt 10 km x 10 km. Zur Prüfung des Einflusses angrenzender Grid-Zellen auf das Ergebnis, wurde der Standort Lindow (Mark), Brandenburg gewählt, benachbart zum Standort Sonnenberg, Brandenburg. Die Standorte Dümmer, Mecklenburg-Vorpommern und Heidelberg-Kirchheim, Baden-Württemberg sollen typische landwirtschaftliche Anbauflächen auf Mineralboden in Nord- und Süddeutschland repräsentieren. Zusätzlich wurde zum Vergleich ein repräsentativer Standort mit organischem Boden in Bayern ausgewählt.

StO1 Heidelberg-Kirchheim, Baden-Württemberg

StO2 Dümmer, Mecklenburg-Vorpommern

StO3 Sonnenberg, Brandenburg

StO4 Lindow (Mark) Brandenburg)

StO5 Schwaigen, Bayern

Tabelle 7: Ergebnisse verschiedener Ansätze zur Berechnung von N₂O-Emissionen

Methoden	Standort	Biodiesel aus Raps	Ethanol aus Weizen	Einheit
GNOC StO1 ^{a)}	Heidelberg, Kirchheim Baden-Württemberg Default Settings	0,052	0,035	g N ₂ O/MJ Biokraftstoff
		0,17	0,28	g N ₂ O/kg Raps, Weizen
GNOC StO2 ^{a)}	Dümmer Mecklenburg-Vorpommern Default Settings	0,12	0,092	g N ₂ O/MJ Biokraftstoff
		1,56	0,72	g N ₂ O/kg Raps, Weizen
GNOC StO3 ^{a)}	Sonnenberg Brandenburg Default Settings	0,07	0,059	g N ₂ O/MJ Biokraftstoff
		0,98	0,46	g N ₂ O/kg Raps, Weizen
GNOC StO4 ^{a)}	Lindow (Mark) Brandenburg Default Settings	0,08	0,062	g N ₂ O/MJ Biokraftstoff
		1,03	0,48	g N ₂ O/kg Raps, Weizen
GNOC StO5 ^{b)}	Schwaigen, Bayern (südlich Murnauer Moos) Default Settings Default Settings	0,39	0,39	g N ₂ O/MJ Biokraftstoff
		5,38	3,07	g N ₂ O/kg Raps, Weizen
IPCC (Tier 1)		0,0979	0,0828	g N ₂ O/MJ Biokraftstoff
		1,346	0,647	g N ₂ O/kg Raps, Weizen
DNDC (JRC) ^{c)}		0,2491	0,0444	g N ₂ O/MJ Biokraftstoff
		0,997	0,347	g N ₂ O/kg Raps, Weizen

a.) Annahme: Anbau auf Mineralboden

b.) Annahme: Anbau auf Organikboden in Süddeutschland.

c.) Basis: RED, BioGrace

Die Ergebnisse in Tabelle 7 und Abbildung 23 zeigen, wie die mit GNOC errechneten Lachgasemissionen für eine Zufallsauswahl an Standorten bereits auf mineralischen Böden (StO2 bis StO4) deutliche Schwankungen aufweisen. Die Spannweite reicht von Werten niedriger als mit dem DNDC-Ansatz (z. B. StO1) bis sogar höher als mit dem IPCC-Tier1-Ansatz (StO2). In den anderen Fällen der betrachteten Standorte mit mineralischen Böden liegen die GNOC-Ergebnisse zwischen DNDC und IPCC.

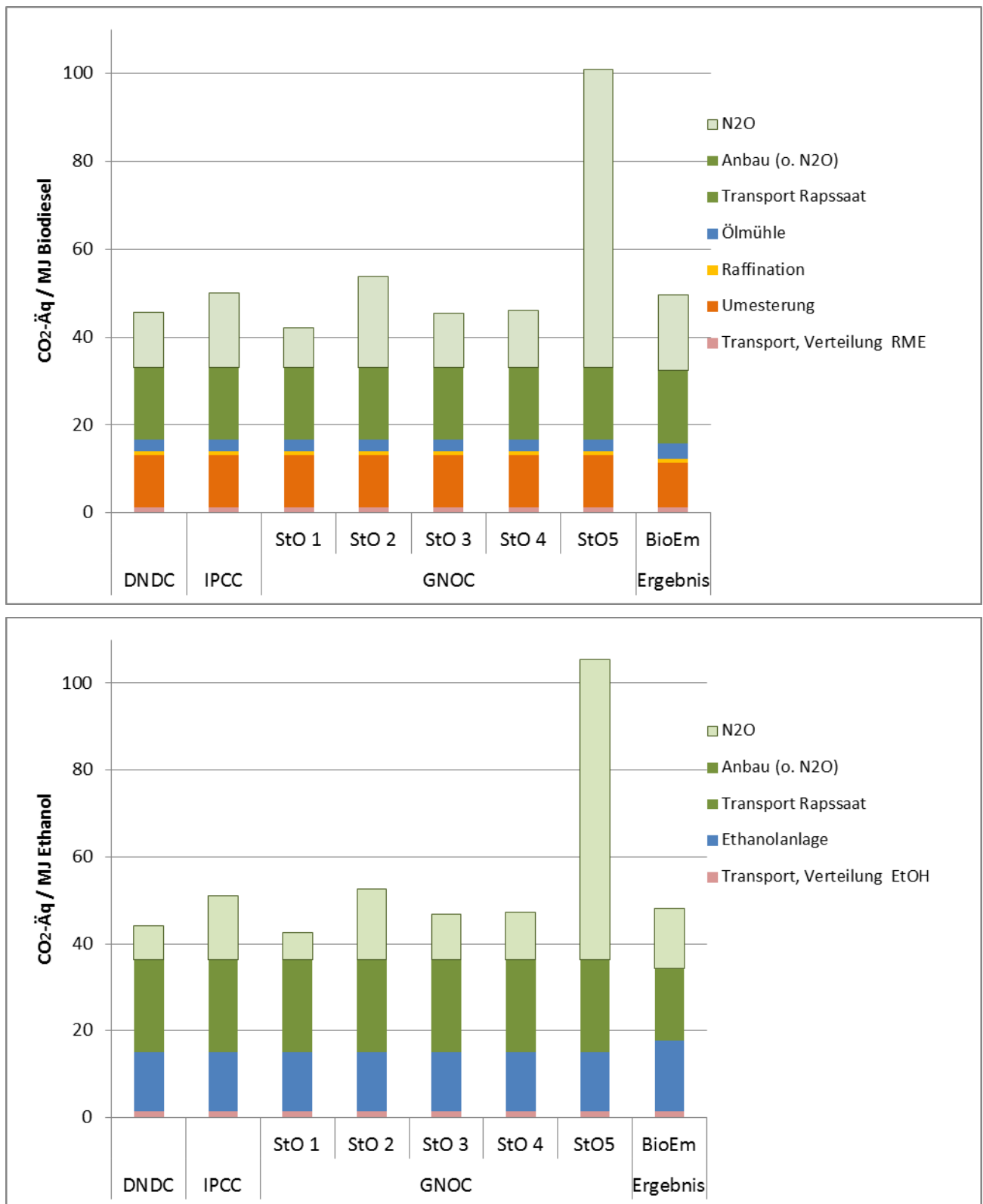
Die Haupteinflussgrößen für das günstige Ergebnis von StO1 sind die standortbezogene Alkalität des Bodens ($\text{pH} > 7.3$) und der geringe C-Gehalt ($< 1\%$). Bei gleichbleibendem pH-Wert der Standorte StO2, StO3 und StO4 ($< 5,5$) zeigt der Standort 2 durch einen höheren C-Gehalt ($> 3\%$) und eine mittlere Texturklasse höhere Ergebnisse als die Standorte 3 und 4 mit gröberer Textur.

Im Falle organischer Böden (StO5) schlagen die Ergebnisse des GNOC-Modells drastisch nach oben aus. Damit wird deutlich, dass praktisch jeder Anbau von Biomasse für Bioenergie auf solchen Böden bereits allein wegen des Lachgases zu grundsätzlich höheren THG-Emissionen führt als fossile Energiesysteme.

Abbildung 23 zeigt außerdem die Werte, die JRC (2013) mit GNOC für das erwartete Update der Standardwerte vorläufig errechnet hatte. Diese Werte sollen in dieser Studie zu Grunde gelegt werden, da davon ausgegangen wird, dass sie den zukünftig geltenden Standardwerten entsprechen werden (für Raps und Weizen jeweils an den Balken rechts außen). Diese Werte liegen in etwa in der Höhe der Ergebnisse mit dem IPCC-Ansatz. Im Vorgriff auf die Berechnungen in Kapitel 2 ist dort zu erkennen, dass bei Biodiesel aus Raps wie bei Ethanol aus Weizen (hier mit Erdgas-KWK gerechnet) allein die Lachgasberechnungsmethode eine Erhöhung des Standardwertes gegenüber der RED 2009 (damals mit DNDC-Modell gerechnet) zur Folge hat.

Die erwarteten „neuen“ Standardwerte werden in diesem Punkt folglich konservativer ausfallen als die derzeit geltenden. Andererseits zeigt die Schwankungsbreite in Abbildung 23, dass es sich für die Marktteilnehmer in vielen Fällen „lohnen“ dürfte, die tatsächlichen Werte mit dem GNOC-Modell zu berechnen.

Abbildung 23: Vergleich von DNDC (Default der RED), IPCC und GNOC-Modells – Einfluss der Standortwahl auf N₂O-Emissionen im Anbau (oben Biodiesel aus Rapssaat, unten Ethanol aus Weizen)



1.2.3 Einbeziehung der Nutzungseffizienz

Wie in Abschnitt 1.1.3.2 beschrieben, erfolgt die EU Kommission in SWD 2014 die Berücksichtigung der Wirkungsgrade von Kraft-, Heizwerken und KWK-Anlagen (bislang zumindest bei festen und gasförmigen Biobrennstoffen). Bei Anlagen mit reiner Strom- oder reiner Wärmeerzeugung ist eine einfache Division der brennstoffbezogenen THG-Intensität durch den jeweiligen Wirkungsgrad ausreichend. Für die jeweilige Bewertung von Strom und Wärme aus KWK schreibt SWD 2014 das Vorgehen nach Carnot-Effizienz (Exergie) vor. Die Carnot-Effizienz für Strom (C_{el}) ist dabei mit 1 definiert, für Wärme (C_{th}) ist sie in Abhängigkeit der Temperatur zu bestimmen.

An dieser Stelle soll untersucht werden,

- ▶ Wie sich die Unterschiede zwischen KWK-Allokation nach Carnot-Effizienz (gemäß Vorschlag in SWD 2014) und alternativen Ansätzen darstellen, bzw. wie sich ein Verzicht auf die Berücksichtigung der Effizienz auf das Ergebnis auswirkt.
- ▶ welchen Einfluss verschiedene Nutzungseffizienzen bei Biogasanlagen und Holzpellets-HKWs auf die Bilanzergebnisse haben.

1.2.3.1 Ansätze zur Einbeziehung der Nutzungseffizienz bei KWK-Systemen

Der Ansatz über die Carnot-Effizienz wurde bereits in Abschnitt 3.1.3.3 beschrieben. Neben diesem auch als Exergie-Methode bezeichneten Ansatz gibt es eine Reihe weiterer Methoden, um bei KWK-Systemen den Brennstoffeinsatz und damit die Emissionsfracht auf die erzeugte Wärme und den erzeugten Strom aufzuteilen. Genannt seien:

- ▶ Gutschriftverfahren
- ▶ Finnische Methode (Bewertung anhand der Wirkungsgradverhältnisse)
- ▶ Kalorische Methode/IEA Methode
- ▶ Brennstoffmehrbedarfs- bzw. Stromverlust- bzw. Arbeitswertmethode („Dresdener Methode“)
- ▶ Exergieverlustmethode

Ein systematischer Vergleich der genannten Methoden wurde von Hertle et al. (2013) durchgeführt. Die vergleichende Bewertung mit der Carnot-Effizienz-Methode soll hier auf die so genannte finnische Methode beschränkt bleiben. Die beiden letztgenannten Methoden beziehen sich gleichfalls auf Exergie und liefern zur Carnot-Effizienz-Methode vergleichbare Ergebnisse.

Die kalorische Methode behandelt 1 MJ elektrische und 1 MJ thermische Energie als gleichwertig. Dies führt gegenüber allen anderen Ansätzen zu deutlicher Entlastung des Stroms zu Lasten der Wärme. Vom physikalisch-technischen Aspekt ist dieser Ansatz jedoch nicht korrekt.

Auf das Gutschriftverfahren wird in der RED-Fassung von 2009 hinsichtlich des einen Punktes Umgang mit Überschussstrom aus KWK-Anlagen zur Versorgung der Verarbeitungsprozesse zurückgegriffen (e_{ee} , siehe Abschnitt 3.1.2.4). In den aktualisierten Fassungen wird dies jedoch nicht mehr der Fall sein. Ein Kernproblem des Gutschriftverfahrens ist die Inkonsistenz, da Emissionswerte von völlig anderen Prozessen in die Berechnung einbezogen werden. Im extremen (aber nicht seltenen) Fall kann das zu negativen Emissionslasten für das eine oder andere Produkt führen. Aus diesem Grund wird auch dieses Verfahren hier nicht weiter betrachtet.

Finnische Methode

Bei der sogenannten „finnischen Methode“ werden KWK-Strom und KWK-Wärme anhand der Relationen zwischen den tatsächlichen und den maximal möglichen Wirkungsgraden bei jeweils reiner Strom- oder Wärmeerzeugung (Wirkungsgrad-Referenzwert) bewertet.

Im Rahmen der KWK-Richtlinie wird dieser Ansatz zur Bestimmung der Primärenergieeinsparung (PEE) durch KWK angewandt (siehe Richtlinie 2004/8/EG, Anhang 3):

$$PEE = \left(1 - \frac{1}{\frac{KWK \eta_{th}}{Ref \eta_{th}} + \frac{KWK \eta_{el}}{Ref \eta_{el}}} \right) \times 100\%$$

Überträgt man diesen Ansatz analog zur Carnot-Methode nach SWD 2014 auf die Allokation zwischen KWK-Strom und KWK-Wärme, so wäre die Formel wie folgt anzupassen:

$$EC_{el} = E \div \left(\frac{\frac{KWK \eta_{el}}{Ref \eta_{el}}}{\frac{KWK \eta_{th}}{Ref \eta_{th}} + \frac{KWK \eta_{el}}{Ref \eta_{el}}} \right)$$

(wie bei SWD 2014) gilt hier:

E:	Emission bezogen auf den Brennstoff
EC:	Emission bezogen auf die entsprechende Nutzenergie (Strom oder Wärme)
η:	Wirkungsgrad

1.2.3.2 Beispielhafter Vergleich verschiedener Ansätze zur Einbeziehung der Nutzungseffizienz

Der wesentliche Unterschied zwischen den beiden zu vergleichenden Methoden besteht darin, dass

- ▶ bei der Carnot-Methode die Bewertung der Wärme ausschließlich auf deren physikalischen Eigenschaft beruht, unabhängig von den faktischen Wirkungsgraden; sie liegt bei einer seitens SWD 2014 auf mindestens 150°C (= 423 K) festgelegten Temperatur konstant bei einer Wertigkeit von 0,3546

(errechnet aus: $\frac{423 \text{ K} - 273 \text{ K}}{423 \text{ K}}$)

- ▶ bei der finnischen Methode die Wertigkeitsfaktoren in Abhängigkeit von den Wirkungsgraden berechnet werden.

An folgenden Beispielen sollen die Unterschiede anhand verschiedener Nutzungseffizienzen verglichen werden:

- ▶ Biogas aus Mais
- ▶ Holzpellets in HKW

Beispiel 1: Biogas aus Mais im Gasmotor-BHKW

Für die dieses Beispiel wird von folgender Konstellation ausgegangen:

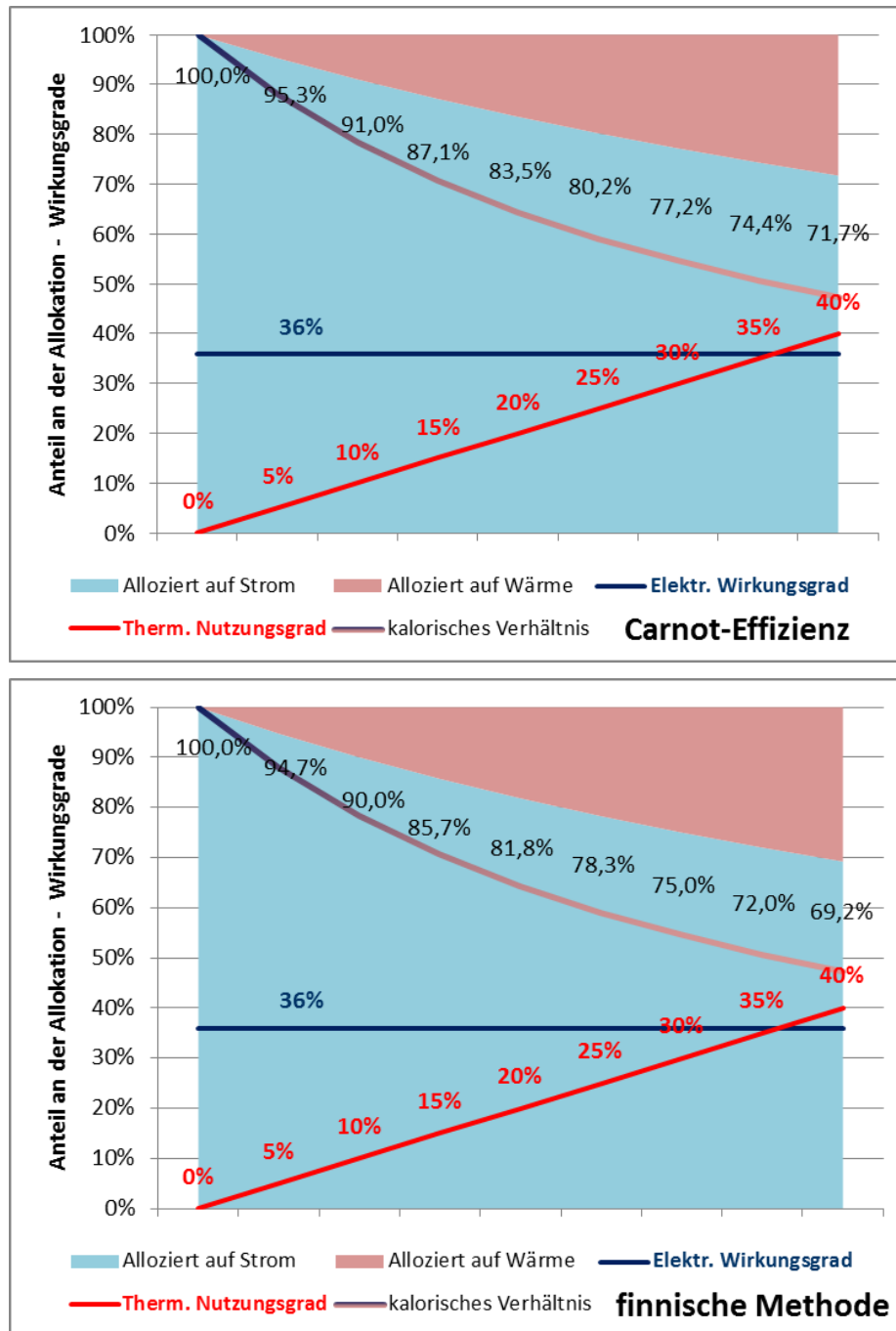
- ▶ Biogas aus Mais mit einem THG-Wert von **24 g CO₂Äq/MJ** Biogas (typischer Wert aus JRC 2014, bei Eigenenergieversorgung der Anlage und geschlossenem Gärrestlager)
- ▶ Annahme eines Motor-BHKWs mit **36 %** elektrischem Wirkungsgrad (konstant)
- ▶ Eine Reihe von Wärmenutzungsgraden in 5 %-Schritten, bei einer Arbeitstemperatur der Nutzwärme von **150°C** (gemäß der Vorgabe in KOM(2010)11)
- ▶ Variation: um den Einfluss der Wirkungsgrade und der Arbeitstemperatur der Nutzwärme aufzuzeigen wird eine Variante mit konstantem elektrischem Wirkungsgrad 30 % und einer Arbeitstemperatur von 300°C mitbetrachtet.

Abbildung 24 zeigt, wie sich in Abhängigkeit der zunehmenden Wärmenutzung die Allokation zwischen Strom und Wärme darstellt. Die blaue Fläche stellt dabei den Stromanteil dar, die rötliche Fläche den Anteil der Nutzwärme. Abgebildet ist außerdem das kalorische Verhältnis zwischen Strom und Wärme, um den Einfluss der Bewertung von Strom/Wärme über die jeweilige Methode zu zeigen. Im oberen Bild wurde die Methode nach Carnot-Effizienz angewandt, im unteren die finnische Methode. Die vergleichende Darstellung zeigt, dass der Carnot-Ansatz der Wärme im Vergleich zum Strom eine geringere Wertigkeit zuweist als die finnische Methode. Bei einem Verhältnis von elektrischem Wirkungsgrad und thermischem Nutzungsgrad (η_{el}/η_{th}) von 0,36 zu 0,4 liegt das Allokationsverhältnis im ersten Fall bei 72 % zu 28 %, im zweiten bei 69 % zu 31 %. Diese Unterschiede sind als vergleichsweise gering zu werten. Sie nehmen jedoch zu, wenn die Temperatur der Wärme deutlich niedriger liegt. Bei 80°C Vorlauftemperatur läge das Verhältnis bei der Carnot-Methode bei 77 % zu 23 %.

Abbildung 25 zeigt die Ergebnisse übertragen auf die THG-Emissionen. Die Unterschiede zwischen den beiden Verfahren fallen entsprechend der ähnlich hohen Wertigkeiten bei der Temperatur 150°C entsprechend gering aus. In der Darstellung wird als „Grenzwert“ für die Nachhaltigkeitsbewertung eine Mindestbefriedigung von **70 %** gegenüber den Referenzsystemen (Strom: 184 g CO₂Äq/MJ, Wärme: 80 g CO₂Äq/MJ) angesetzt. SWD 2014 führt hierzu aus, dass dieses Maß an Einsparung sei durch gute Praxis zu erreichen sei (Seite 20 des Working Papers). Im Beispiel ersichtlich, dass die Nutzwärme bei der Carnot-Methode durchweg als „nachhaltig“ bewertet wird, während die finnische Methode bei geringen Nutzungsgraden an die Grenze gerät. Bei Strom dagegen zeigt dieses Beispiel wenig Unterschiede: erst bei 15 % Wärmenutzung zusätzlich zu den 36 % Strom wird der Strom „nachhaltig“.

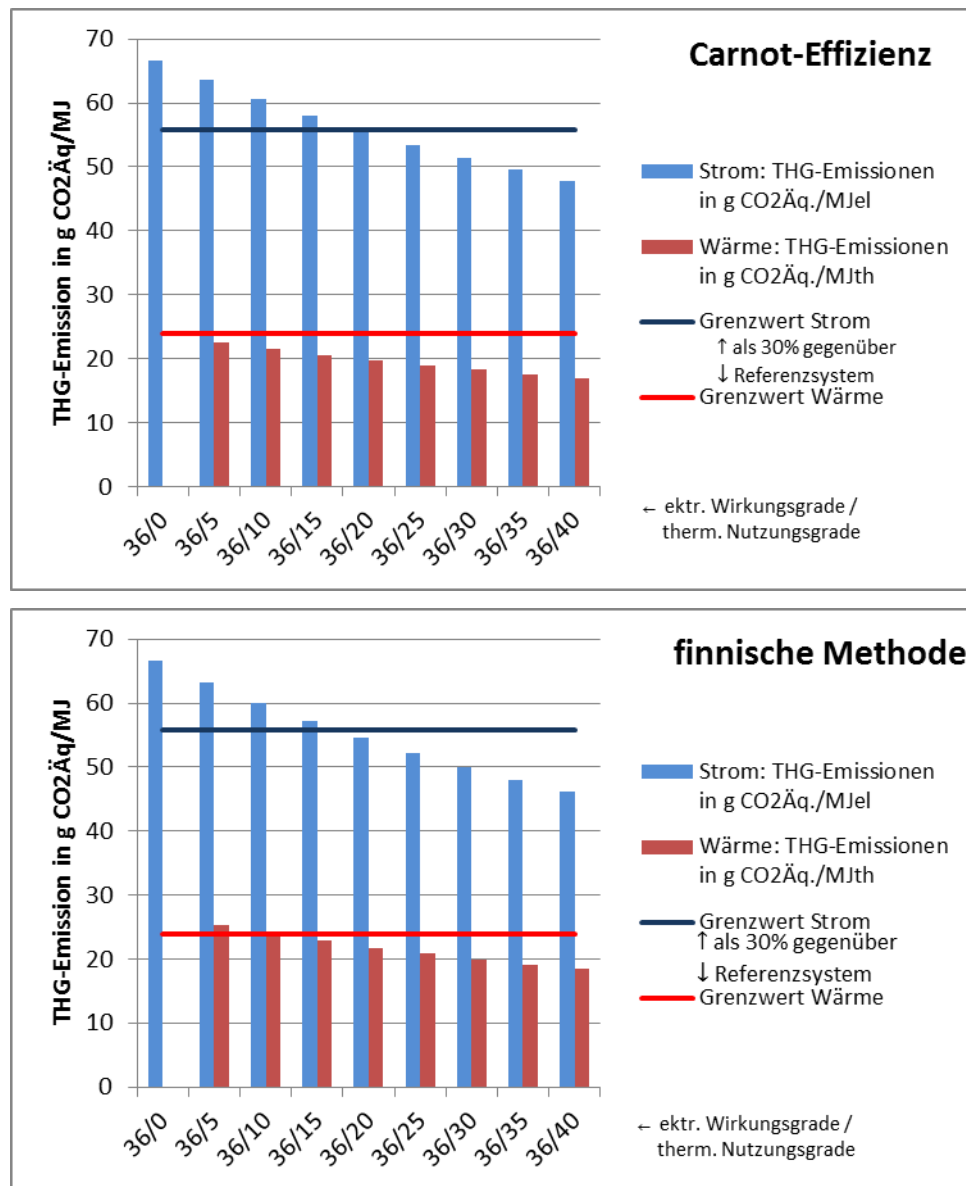
Würde man auf die Berücksichtigung der Nutzungseffizienz verzichten (wie in der RED 2009 für flüssige Biobrennstoffe), würde Biogas mit einem Wert 24 g CO₂Äq/MJ Biogas unabhängig von den tatsächlichen Wirkungsgraden bei einer Schwelle von 50 % der in der RED angeführten auf den Brennstoff bezogenen Grenzwerte (Strom: 91 g CO₂Äq/MJ, Wärme: 77 g CO₂Äq/MJ, bei KWK: 85 g CO₂Äq/MJ) immer das Kriterium erfüllen.

Abbildung 24: Allokation nach Carnot-Effizienz (Exergie) im Vergleich zur finnischen Methode am Beispiel eines Gasmotor-BHKWs mit konstant 36 % el. Wirkungsgrad und variabler Wärmenutzung (150°C); die Flächenanteile geben die Aufteilung der Emission nach der entspr. Methode wieder, die Linie „kalorisches Verhältnis“ gibt das Verhältnis MJ Strom zu MJ Wärme wieder.



Lesebeispiel: Der Wärmenutzungsgrad einer Anlage liegt bei 20 % ($0,2 \eta_{th}$) bei konstantem Stromwirkungsgrad von 36 % ($0,36 \eta_{el}$). Die Kurve „kalorisches Verhältnis“ gibt das prozentuale Verhältnis von η_{th}/η_{el} am Gesamtnutzungsgrad an (Strom: $0,36/(0,36+0,2) = 0,643$); die Flächen geben die exergetisch (oben) bzw. die nach finnischer Methode (unten) bewerteten Verhältnisse wieder, für Strom liegt das bei diesem Beispiel bei Carnot-Methode (Exergie) bei 83,5 %, bei finnischer Methode bei 81,8 %. Beide Methoden rechnen damit einem MJ Strom deutlich mehr Last zu als einem MJ Wärme, die Exergie-Methode etwas mehr als die finnische Methode.

Abbildung 25: THG-Emissionen alloziert auf Strom und Wärme nach Carnot-Effizienz (oben) und finnischer Methode (unten) am Beispiel eines Gasmotor-BHKWs mit konstant 36 % el. Wirkungsgrad und variabler Wärmenutzung (150°C), bei 24 g CO₂Äq/MJ Biogas

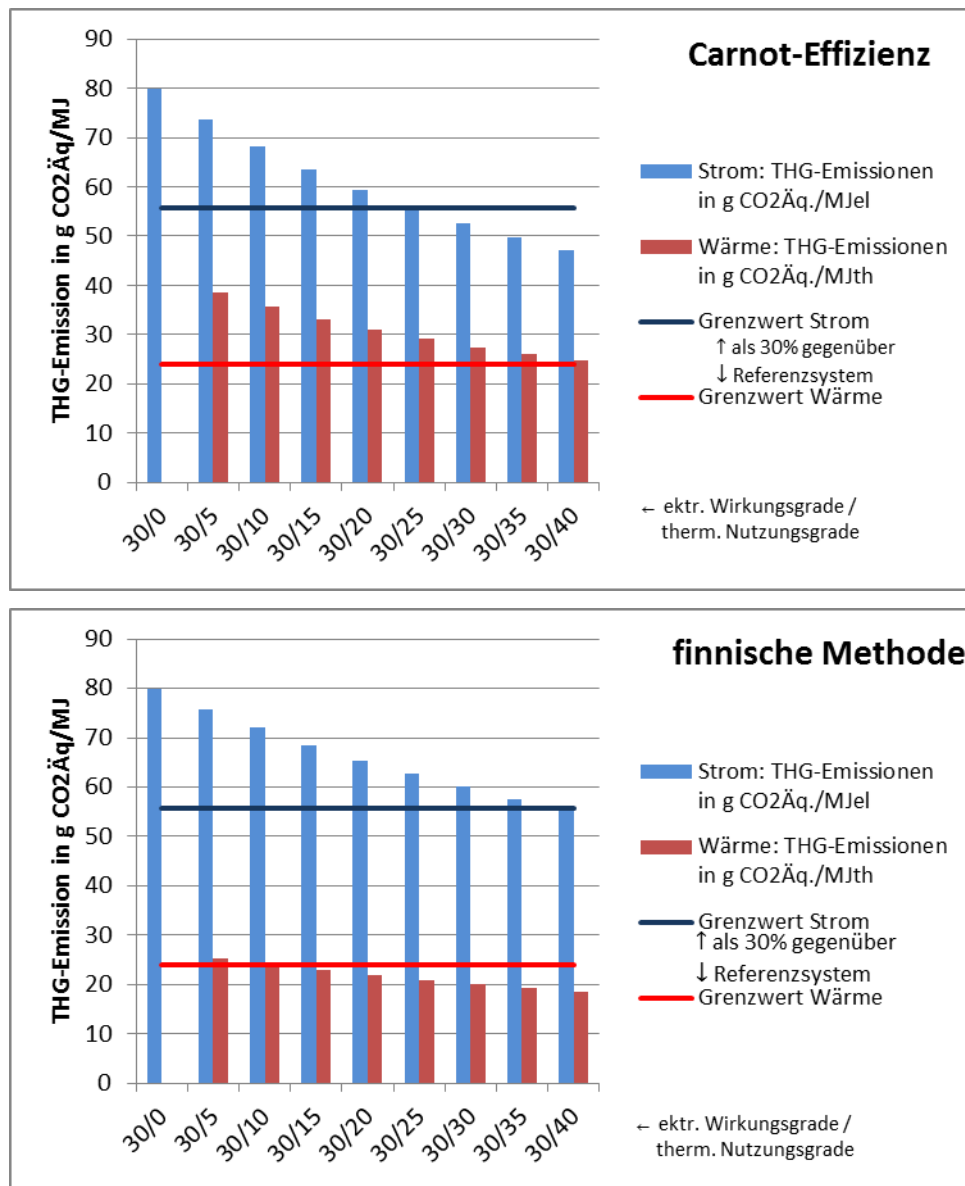


Variante: weniger Strom, höhere Temperatur der Nutzwärme:

Um den Einfluss der Wirkungsgrade und der Arbeitstemperatur der Nutzwärme aufzuzeigen wird hier eine Variante mit konstantem elektrischem Wirkungsgrad 30 % und einer Arbeitstemperatur von 300°C betrachtet (siehe Abbildung 26).

Hier zeigt sich die Carnot-Methode als die deutlich strengere Auslegung für die Wärme, deren Höherwertigkeit auch mit höheren Lasten angerechnet werden, während der Strom hier „vorteilhaft“ bewertet wird als bei der finnischen Methode, mit welcher bei diesen Nutzungsverhältnissen den Strom erst bei höchstem Gesamtwirkungsgrad das Kriterium von 70 % erfüllt wird.

Abbildung 26: THG-Emissionen alloziert auf Strom und Wärme nach Carnot-Effizienz (oben) und finnischer Methode (unten) am Beispiel eines Gasmotor-BHKWs mit konstant 30 % el. Wirkungsgrad und variabler Wärmenutzung bei 300°C Arbeitstemperatur



Für Biogaspfade lässt sich zusammenfassen: Die Carnot-Methode gibt insgesamt variabelere Ergebnisse als die finnische Methode, wodurch die technischen Verhältnisse besser reflektiert werden. Der variable Parameter ist dabei die Temperatur der Nutzwärme, die gerade bei Biogas-BHKW eher wenig variabel ist. Somit ist das Beispiel mit den höheren Arbeitstemperaturen (300°C im Beispiel) wenig praxisrelevant, da die Wärme aus solchen Anlagen üblicherweise über Wärmetauschersysteme auf niedrigere Temperaturen zu Heizzwecken eingesetzt wird.

Bei Dampfprozessen dagegen spielt das Temperaturniveau bei der Prozessdampfnutzung durchaus eine wichtige Rolle. Dies wird im nachfolgenden Beispiel untersucht und dargestellt.

Beispiel 2: Holzpellets in HKW

Für dieses Beispiel wird von folgender Konstellation ausgegangen:

- ▶ Holzpellets aus heimischem Waldrestholz mit einem THG-Wert von **18 g CO₂Äq/MJ Pellets**³¹
- ▶ Annahme eines Dampfprozesses mit Entnahme- und Kondensations-Turbine mit variablen elektrischen und thermischen Wirkungsgraden
- ▶ Je eine Reihe von Strom- und Wärmenutzungsgraden in 5 %-Schritten, bei einer Arbeitstemperatur der Nutzwärme von **150°C**.

Die Abbildung 27 zeigt, dass die beiden Methoden bei diesen Randbedingungen zu nahezu identischen Ergebnissen führen. Bei einem Wirkungsgradverhältnis (η_{el}/η_{th}) von 0,15 zu 0,5 liegt das Allokationsverhältnis bei der Carnot-Methode bei 46 % zu 54 %, bei der finnischen Methode bei 47 % zu 53 %. Erhöht man die Arbeitstemperatur der Nutzwärme auf 300°C, dann verändert sich bei der Carnot-Methode das Allokationsverhältnis auf 36 % zu 64 %, was einer deutlich höheren Bewertung (und damit rechnerische Belastung) der Wärme bedeutet.

Abbildung 28 sind die entsprechenden Treibhausgasbilanzen zusammengestellt. Dort ist zunächst zu erkennen, dass die Wärme in allen dargestellten Fällen das 70 %-Einsparziel sicher erfüllt. Bei der finnischen Methode wird dieses Ziel beim Strom knapp aber durchgehend verfehlt, während die Carnot-Methode nur bei geringen Wärmeauskopplungen dem Strom so hohe Lasten zurechnet, die zum Verfehlen des Sektorziels führen würden.

Hierbei ist zu erwähnen, dass der Strom bei einem Basiswert von 20 g CO₂Äq/MJ Holzpellets in allen Fällen die 70 % Minderung nicht erreicht, während er das bei 16 g CO₂Äq/MJ Holzpellets bereits durchweg erfüllt.

Das ändert sich deutlich, wenn die Arbeitstemperatur der Nutzwärme höher liegt. Bei 300°C würde Strom von der höheren Belastung der höherwertigen Wärme profitieren. Damit würde auch bei 18 g CO₂Äq/MJ Pellets das Ziel deutlich erreicht.

³¹ Ein aus der Bandbreiten an „typischen Werten“ aus JRC 2014 ausgewählter Emissionswert für Pellets

Abbildung 27: Allokation nach Carnot-Effizienz (Exergie) im Vergleich zur finnischen Methode am Beispiel eines mit Holzpellets befeuerten HKWs mit variablen Strom-Wärme-Wirkungsgraden (bei 150°C Arbeitstemperatur); die Flächenanteile geben die Aufteilung der Emission nach der entspr. Methode wieder, die Linie „kalorisches Verhältnis“ gibt das Verhältnis MJ Strom zu MJ Wärme wieder.

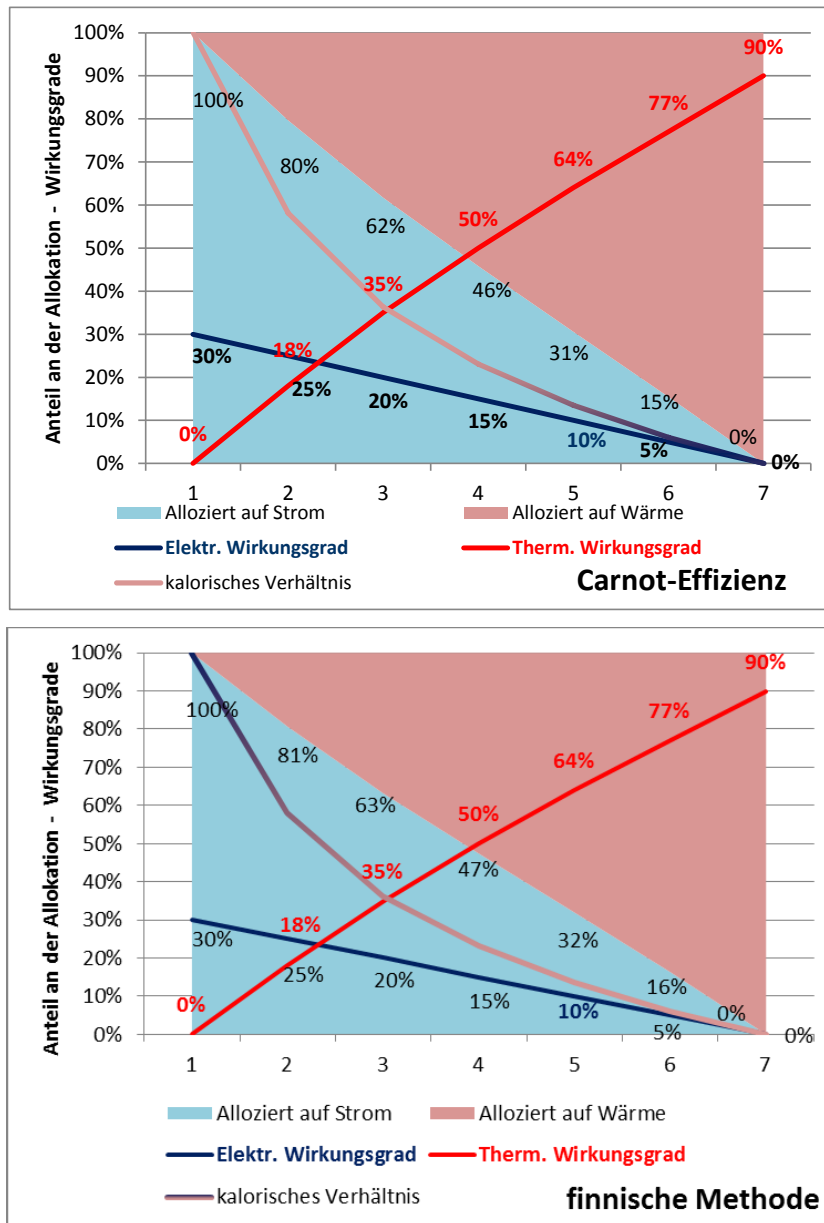
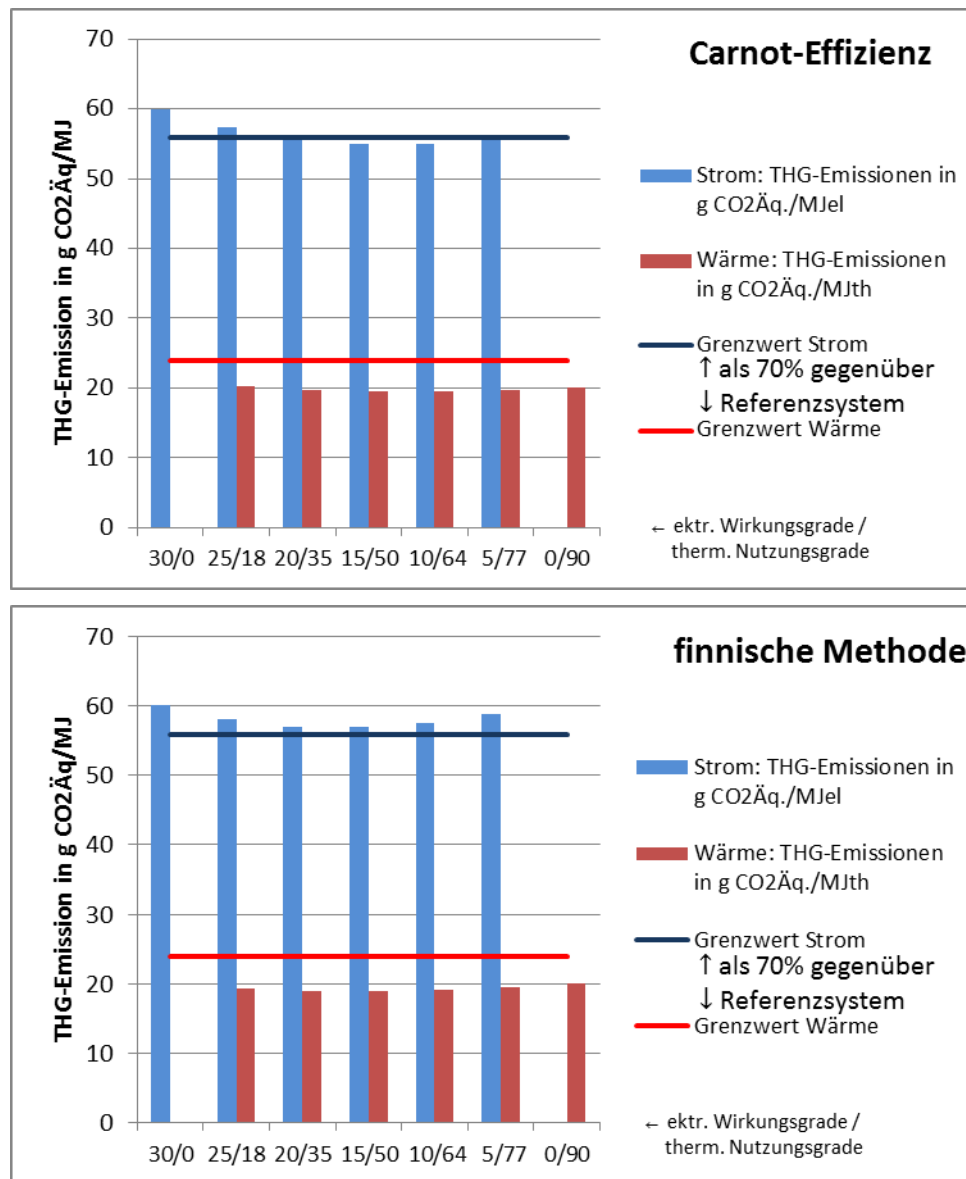


Abbildung 28: THG-Emissionen alloziert auf Strom und Wärme nach Carnot-Effizienz (oben) und finnischer Methode (unten) am Beispiel eines mit Holzpellets befeuerten HKWs mit variablen Strom-Wärme-Wirkungsgraden (bei 150°C Arbeitstemperatur)



Aufgrund der vielfältigen Herkunftsoptionen sowohl beim Basiswert für Holzpellets wie auch bei den Wirkungsgraden (und Arbeitstemperaturen) im HKW werden in Abbildung 29 nochmals eine Reihe verschiedener Einzelfälle und Ansatzweisen zusammengestellt. Zur Veranschaulichung der Bandbreite werden fünf Pfadbeispiele mit Pellets ausgewählt:

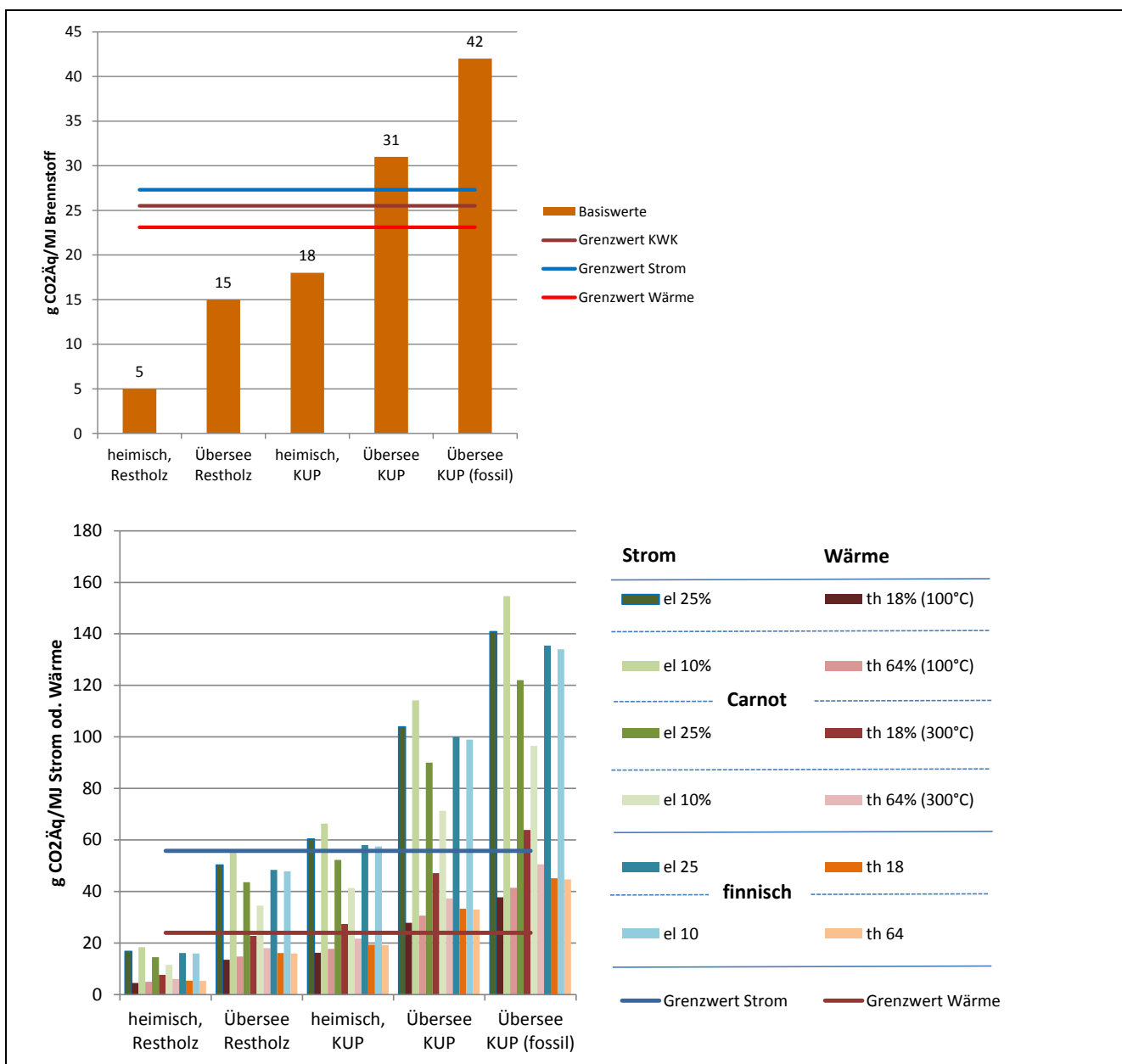
1. Waldrestholz heimischer Produktion erzeugt über biomassebasierter Energiebereitstellung (5 g CO₂Äq/MJ Pellet).
2. Waldrestholz überseeischer Produktion ebenfalls mit Bioenergie produziert (15 g CO₂Äq/MJ Pellet).
3. Kurzumtriebsplantagen (KUP) heimischer Produktion ebenfalls mit Bioenergie produziert (18 g CO₂Äq/MJ Pellet).
4. Kurzumtriebsplantagen (KUP) überseeischer Produktion ebenfalls mit Bioenergie produziert (31 g CO₂Äq/MJ Pellet).

5. Kurzumtriebsplantagen (KUP) überseeischer Produktion mit Erdgas und Netzstrom für die für die Pellet-Herstellung (42 g CO₂Äq/MJ Pellet).

Zur Bewertung dienen die brennstoffbezogenen Referenzwerte der RED (2009). In Analogie zur SWD 2014 wird hier auch eine 70 %ige Einsparung als Grenzwert angesetzt. Diese ist oberhalb 27,3 g CO₂Äq/MJ nicht mehr gegeben. Betroffen wären davon nur die überseeischen KUP-Pellets.

In der unteren Hälfte der Abbildung 29 sind verschiedene Fälle von Nutzungseffizienzen und deren Ergebnisse nach Carnot-Methode bzw. finnischer Methode dargestellt. Es ist zu erkennen, dass bis auf heimisches Restholz alle Pfade in allen Varianten sowohl für Strom wie für Wärme die Einsparkriterien nicht erfüllen.

Abbildung 29: THG-Emissionsfaktoren einer Auswahl von Holzpellets und die entsprechenden Grenzwerte; **oben:** brennstoffbezogene Basiswerte ohne Nutzungseffizienz (RED 2009); **unten:** verschiedene Nutzungseffizienzen mit verschiedenen Ansätzen zur KWK-Allokation bewertet.



1.2.3.3 Wertung

Zunächst ist zu erkennen, dass die Frage, ob die Nutzungseffizienz einbezogen ist oder nicht, fallweise zu sehr deutliche Unterschieden in der Bewertung eines Bioenergiepfades führen kann. Berücksichtigt man sie, zieht dies eine deutlich differenziertere Bewertung bei der Biomassenutzung für Strom und/oder Wärme nach sich. Bleibt die Nutzungseffizienz außen vor, erfüllen viele Bioenergieträger pauschal die Einsparkriterien, unabhängig davon, ob sie schlussendlich im nennenswerten Umfang in Nutzenergie umgewandelt werden.

Die Bewertung auf der Basis der tatsächlich erzeugten Nutzenergie ist somit aussagekräftiger im Hinblick auf den effektiven Nutzen der Bioenergie. Lässt man die Nutzungseffizienz außer Acht, bleibt die Bewertung unvollständig.

Die Frage, welche Methode besser geeignet ist für die Bewertung von Strom und Wärme bei KWK-Prozessen, erweist dabei als eher zweitrangig. Die Carnot-Methode berücksichtigt die höherwertige Exergie in Abhängigkeit der Temperatur der Nutzwärme. Dagegen setzt z. B. die finnische Methode lediglich die jeweiligen Nutzungsgrade ins Verhältnis. Bei mittleren Temperaturverhältnissen (etwa 150°C) liegen die Ergebnisse beider Methoden auch nahezu gleichauf. Mit der Carnot-Methode verteilt sich bei niedrigeren Temperaturen die Last von der Wärme zum Strom, bei höheren Temperaturen umgekehrt.

Bei Motor-BHKWs, bei denen die Höhe der Arbeitstemperatur wenig relevant ist, da in der Regel nur Heizwärme Anwendung findet, führt auch die Carnot-Methode in der Praxis zu keinen Ergebnisunterschieden. Bei Dampfprozessen mit höheren Arbeitstemperaturen dagegen kann es zu deutlichen Abweichungen kommen. „Hochwertige“ Hochtemperatur-Wärme kann hier dem Strom deutlich mehr Last abnehmen, als es mit reinem Fernwärme-Niveau möglich wäre. Die Fallbeispielrechnungen zeigen, dass die Methode durchaus entscheidend sein kann, ob eine bestimmte Strom/Wärmekopplung für den Strom (oder die Wärme) das geforderte Einsparziel erfüllt oder nicht.

Diese Frage aber wird am Ende hauptsächlich darüber entschieden, wie das Mindesteinsparkriterium definiert wird. SWD 2014 führt indikativ 70 % Einsparung an³², macht jedoch keine bindende Vorgabe. Die fossilen Referenzwerte für Strom werden anhand eines Mix aus Steinkohle- und Erdgaskraftwerken definiert (siehe hierzu auch in Kapitel 2.1.2.3 dieser Studie), jeweils mit sehr hohen unterstellten Wirkungsgraden. Wie in vorausgehender Analyse zu sehen ist, ist die Erfüllung dieses Ziels durchaus anspruchsvoll, führt man alleine nur die „typischen Werte“ als Basis ins Feld.

1.2.4 Einfluss der Bezugseinheit

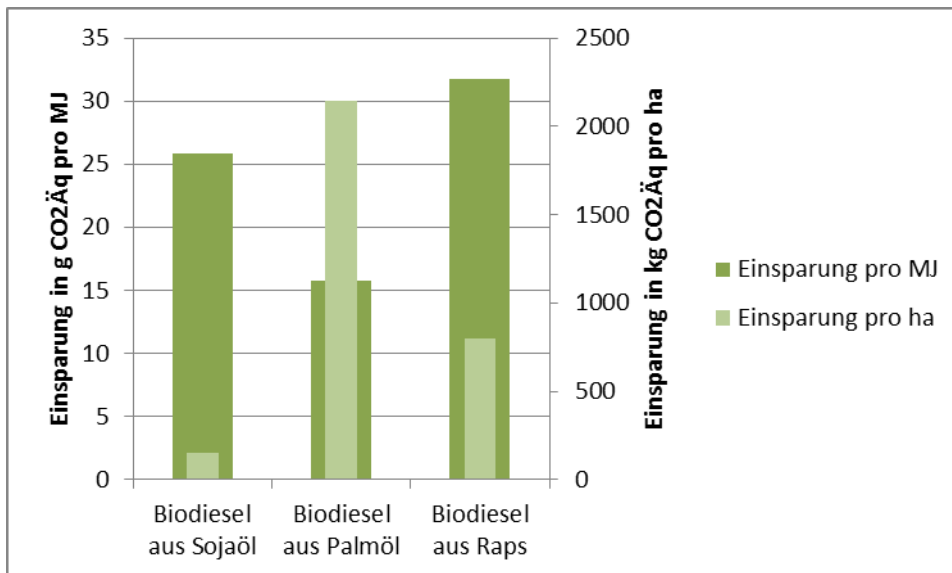
Der Bezug auf den Energieinhalt ist im Sinne der energiebezogenen RED-Ziele sinnvoll. Es sei jedoch betont, dass mit anderen ebenfalls relevanten Bezugsgrößen (z. B. die CO₂-Bilanz bezogen auf 1 ha Anbaufläche) zu überaus abweichenden Ergebnisse führen kann. Geht man von einer begrenzten Anbaufläche aus, so ist die optimale Bioenergie zur maximalen Ausschöpfung von Einsparpotenzialen nicht notwendigerweise jene mit dem besten Einsparwert pro MJ.

Deutlich abweichende Ergebnisse erhält man dabei für agrarische Rohstoffe mit entweder sehr geringen (Soja, Raps) oder sehr hohen Flächenerträgen (Palmöl, Zuckerrohr, Zuckerrübe). Abbildung 30 zeigt, wie sich die Relation umkehrt am Beispiel von Biodiesel aus Raps, Soja und Palmöl: Liegt beim MJ-Bezug Soja-Biodiesel trotz mäßigen 25 g Einsparung (Standardwert aus der RED 2009) klar vor

³² „...it is considered to be good practice for existing bioenergy installations to achieve GHG savings of at least 70% compared to the fossil fuels comparators.“ SWD 2014, Seite 20.

Palmöl-Biodiesel (Standardwert aus der RED 2009, ohne Methanabscheidung), so dreht sich das Verhältnis bei Hektarbezug deutlich um: das „schlechte“ Palmöl spart dennoch ein Vielfaches dessen ein, was man mit Soja erzielen kann. Raps dagegen erweist sich gegenüber Soja in Flächen- wie Energiebezug besser, die Umkehrung der Ergebnisse gegenüber Palmöl ist hier aber ebenso gegeben wie bei Soja.

Abbildung 30: Einsparung von Treibhausgasen durch Biodiesel aus Soja und Palmöl bei verschiedener Bezugseinheit (Werte aus RED 2009, Flächendaten aus BioGrace)



1.3 Methodische Festlegungen für die vorliegenden Berechnungen

Als oberster Grundsatz für die Berechnungen im Rahmen des Projekts gilt die Anwendung aller Regeln in den Regelwerken oder Empfehlungen der EU-Kommission zur Bewertung der Nachhaltigkeit von Bioenergieträgern. Dies sind:

- ▶ Für den Bereich der **Biokraftstoffe** und **flüssigen Bioenergieträger**:
 - Die **Erneuerbare Energie-Richtlinie (RED, 2009/28/EG)**, darin der Anhang V mit Teil C über die methodischen Vorgaben, sowie die Teile A und D mit den Standardwerten bzw. den typischen Werten;
 - sowie verschiedene Beschlüsse und Mitteilungen zu dieser Richtlinie (siehe hierzu in Kapitel 1.1)
- ▶ Für den Bereich der **festen und gasförmigen Bioenergieträger** zur Strom-/Wärmeerzeugung :
 - Das Arbeitspapier „*State of play on the sustainability of solid and gaseous biomass used for electricity, heating and cooling in the EU*“ SWD (2014)259 der EU-Kommission (2014)
 - sowie die dazugehörigen Treibhausgasberechnungen für eine Anzahl an Pfaden (JRC 2014)

Bei einer Aktualisierung des Anhangs V der RED wird erwartet, dass die Methodik (Teil C) den Vorschlägen aus dem Arbeitspapier (SWD 2014) angeglichen werden, die Liste an Standard- und typischen Werten (Teil A, D) erweitert wird und die Berechnungsgrundlagen (Emissionsfaktoren, Hintergrundwerte, Methoden) auf den Status der JRC-Berechnungen für die festen und gasförmigen Biomassen angepasst werden.

Die Vorgehensweise für die vorliegende Arbeit ist wie folgt:

1. die Emissionsfaktoren für die Treibhausgase entsprechen grundsätzlich den typischen Werten
 - der nach RED Anhang V, Teil A, D für die Biokraftstoffpfade in der erwarteten aktualisierten und erweiterten Fassung
 - den typischen Werten in JRC (2014) für die festen und gasförmigen Bioenergieträger.
2. Als einheitliche Berechnungsgrundlage werden für alle Pfade die Emissionsfaktoren und Hintergrundwerte von JRC (2014) verwendet. Diese bilden gleichfalls die Datengrundlage für BioGrace II.
3. Dies führt daher zu Abweichungen der hier errechneten Werte für die Biokraftstoffe gegenüber den typischen Werten der RED aus dem Jahr 2009.
4. Für die anderen Sachbilanzkategorien wird wo immer möglich auf die gleichen Datenquellen Bezug genommen, die bei der Berechnung der Standardwerte seitens JRC bzw. LBSt (2014) verwendet wurden.

1.3.1 Landnutzungsänderungen

1.3.1.1 Grundproblematik

Zu direkten Landnutzungsänderungen (DLUC) liegen keine Standardwerte vor. Zur indirekten Landnutzungsänderung (ILUC) hat die vom EU Parlament und Rat vereinbarte Novelle³³ den Vorschlag der EU Kommission aus dem Jahr 2012 im Wesentlichen übernommen.³⁴ Die darin enthaltenen ILUC-Faktoren sind demnach nicht für einzelne Lieferungen, sondern sollen nur in der Berichterstattung der Kraftstofflieferanten (RL 98/70/EG, Artikel 7 a Absatz 7) anzuwenden und der Kommission (RL 2008/28/EG, Artikel 23, Absatz 4 Nr. 4). Als durchschnittliche vorläufige Schätzwerte gelten dabei:

- ▶ 12 g CO₂Äq./MJ für Stärkepflanzen,
- ▶ 13 g CO₂Äq./MJ für Zuckerpflanzen,
- ▶ 55 g CO₂Äq./MJ für Ölpflanzen.

Bezüglich DLUC ist davon auszugehen, dass die in die Quotenanrechnung in Deutschland einfließenden Biokraftstoffe so gut wie in keinem Fall mit einer Landnutzungsänderung bei den registrierten Landwirten verbunden sind. Folgende Gründe sprechen dagegen: Erstens ist für Lieferungen von Flächen mit Landnutzungsänderung die Nutzung der Standardwerte ausgeschlossen und zweitens würden sich die berechneten tatsächlichen THG-Einsparungen in diesen Fällen so deutlich vermindern, dass sogar die Mindesteinsparung (aktuell noch 35 %) nicht erfüllt werden kann. Mit der Einführung der THG-Nettoeinsparquote (BImSchG § 37a) seit dem Jahr 2015 ist im Übrigen damit zu rechnen, dass Chargen mit solchen „vermeidbaren“ Zusatzlasten in der THG-Bilanz sich nur noch erschwert vermarkten lassen.

Die Verengung des Blicks auf die einzelnen Lieferkette der quotenzulässigen Biokraftstoffherzeuger reicht somit nicht aus, denn selbst wenn der einzelne Erzeuger korrekterweise einen DLUC verneint (weil bspw. der Schlag für seine Rapsernte im Jahr 2008 bereits Ackerland war), findet LUC in der Landwirtschaft zu einem gewissen Anteil dennoch statt. Dabei handelt es sich z. B. in Deutschland vor allem um Grünlandumbruch (BfN 2014). Wird der Fokus wie in dieser Studie auf die bilanzielle Gesamtsituation des Bioenergiemarkts in Deutschland gerichtet, ist die Verengung des Blicks auf die einzelnen Lieferkette der quotenzulässigen Biokraftstoffherzeuger nicht ausreichend. Zwei Argumente sprechen dafür, für die Aufgabenstellung dieses Projekts LUC-Werte für die agrarisch erzeugten Bioenergieträger abzuleiten:

1. Betrachtet man das Geschehen im Gesamtzusammenhang, so macht eine Differenzierung von Agrarprodukten für den Biokraftstoffmarkt gegenüber anderen Märkten keinen Sinn. Alle Akteure greifen auf die gleiche Gesamtmenge an verfügbarer Fläche zurück. Es ist daher ein adäquater Ansatz, die Agrarprodukte für Bioenergie zumindest proportional am Gesamtanteil der Umwandlungen zu Ackerfläche zu beteiligen.
2. Für Biogas, Energiegras und Kurzumtriebsplantagen gibt es keine Verpflichtung zur Treibhausgasminderung, somit auch kein Grund zur Vermeidung von DLUC.

³³ RICHTLINIE (EU) 2015/1513 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 9. September 2015 zur Änderung der Richtlinie 98/70/EG über die Qualität von Otto- und Dieselmotorkraftstoffen und zur Änderung der Richtlinie 2009/28/EG zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen. Amtsblatt der Europäischen Union, L 239/1 vom 15.09.2015.

³⁴ Proposal for a DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL amending Directive 98/70/EC relating to the quality of petrol and diesel fuels and amending Directive 2009/28/EC on the promotion of the use of energy from renewable sources; Brussels, 17.10.2012; COM(2012) 595 final

1.3.1.2 Vorschlag eines Ansatzes zur Berücksichtigung von Landnutzungsänderungen (LUC) in der Emissionsbilanzierung von Anbaubiomassen

Vorab sei deutlich gemacht, dass der nachfolgend beschriebene Vorschlag die marktdynamischen Effekte, die mit dem ILUC-Konzept untersucht werden, nicht abdeckt. ILUC zielt auf die Bewertung von politischen Maßnahmen wie z. B. die Produktionserhöhung durch Quotenverpflichtung (siehe hierzu Fehrenbach 2014).

Der hier vorgeschlagene Ansatz setzt somit an dem in Abschnitt 1.3.1.1 genannten ersten Argument an. Er betrachtet ausschließlich die Ist-Situation der Landnutzungsänderung durch landwirtschaftliche Tätigkeit auf empirischer Basis und liefert einen allgemeinen Emissionsfaktor, der den tatsächlichen und messbaren LUC in einem definierten Agrarraum allen Produzenten des Agrarraums zu-rechnet: die real durch die Landwirtschaft (einer definierten Region) verursachte Landnutzungsänderungen werden allen landwirtschaftlichen Erzeugnissen (und damit auch der Bioenergie) proportional zum Flächenbedarf zugerechnet. Es handelt sich somit um eine attributive Zurechnung, weswegen diese Größe im Folgenden als **attributiver LUC (aLUC)** bezeichnet wird.

Damit wird bei der Erstellung allgemeiner Emissionsbilanzen ermöglicht, LUC in Form eines in gleicher Weise allgemeinen Emissionsfaktors in Anrechnung zu bringen.

Die Ermittlung dieses aLUC-Wertes erfolgt differenziert nach geografischen Großräumen in folgenden Schritten:

1. Bestimmung der Flächengröße, auf welcher in einer Großregion (bzw. Land) jährlich eine Landnutzungsänderung in Richtung agrarische Nutzung erfolgt (Wald und/oder Grünland zu Ackerfläche bzw. Plantage);
2. Berechnung der Relation zwischen der Flächengröße für LUC und der Gesamtagrarfläche; Ist für eine Großregion bekannt, welchen Anteil eine bestimmte Feldfrucht am LUC einnimmt, so kann die Betrachtung auf die Verhältnisse vom LUC dieser Feldfrucht zur Gesamtanbaufläche dieser Feldfrucht eingegrenzt werden (Bsp. Mais und Soja in den USA, siehe weiter unten);
3. Bestimmung des LUC-Emissionsfaktors für die entsprechende Bioenergiepflanze in Bezug auf die unter Punkt 1 bestimmten Vornutzungen.
4. Anrechnung dieses Emissionsfaktors auf die Bioenergiepflanzen anteilig nach dem oben errechneten Verhältnis zwischen Anbaufläche mit LUC und Gesamtanbaufläche.

Für die in BioEm betrachteten Bioenergiepfade werden in starker Vereinfachung folgende Großregionen angesetzt:

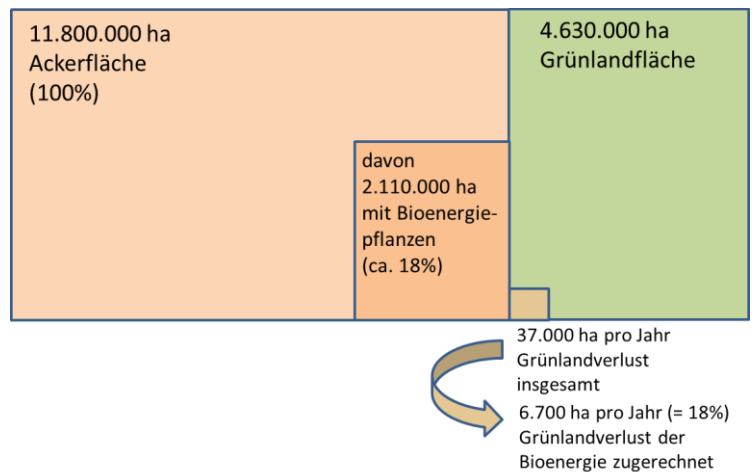
- ▶ Großregion Europa:
für Weizen, Mais (EU), Roggen, Zuckerrübe, Raps, KUP
repräsentiert anhand der Daten zu Grünlandumbruch in Deutschland,
- ▶ Großregion Südamerika:
für Zuckerrohr und Soja
repräsentiert anhand von Daten zur Entwaldung in Brasilien,
- ▶ Großregion Nordamerika:
für Mais und Soja
repräsentiert anhand von Daten zum Grünlandumbruch in den USA,
- ▶ Großregion Südostasien:
für Ölpalme
repräsentiert anhand von Daten zum LUC durch Ausdehnung von Palmölplantagen in Indonesien.

Das Vorgehen lässt sich am Beispiel des Grünlandumbruchs in Deutschland wie folgt beschreiben:

Bestimmung der Flächengröße und Berechnung der Relation zwischen der Flächengröße für LUC:

- ▶ Durchschnittlich wurden zwischen 2008 und 2013 jährlich ca. 37.000 ha Grünland zu Ackerfläche umgewandelt (nach BfN 2014).
- ▶ Die Gesamt-Ackerfläche betrug relativ konstant über diesen Zeitraum ca. 11,8 Mio. ha. Auf jeden agrarisch genutzten Hektar fällt somit jährlich ein Grünlandumbruchwert von 0,0032 ha.
- ▶ Die Allokation auf die Einzelpfade erfolgt dabei nach dem gleichen proportionalen Vorgehen, sprich, pro Hektar erhält jede Biomasse den gleichen LUC-Wert, (0,0032 ha Grünlandumbruch pro ha genutzter Anbaufläche).
- ▶ Die für Bioenergie genutzte Ackerfläche betrug im Jahr 2013 insgesamt 2,11 Mio. ha (FNR 2013), da sind etwa 18 % der Gesamtackerfläche. Bezieht man die 18 % auf den gesamten jährlichen Grünlandumbruch bzw. den Kennwert 0,0032 auf die für Bioenergie genutzte Ackerfläche, sind das 6.700 ha.

Abbildung 31: Proportionale Allokation von Grünlandumbruch in Deutschland auf Anbaufläche für Bioenergie



Darstellung IFEU anhand von Daten der BfN (2014) und FNR (2013)

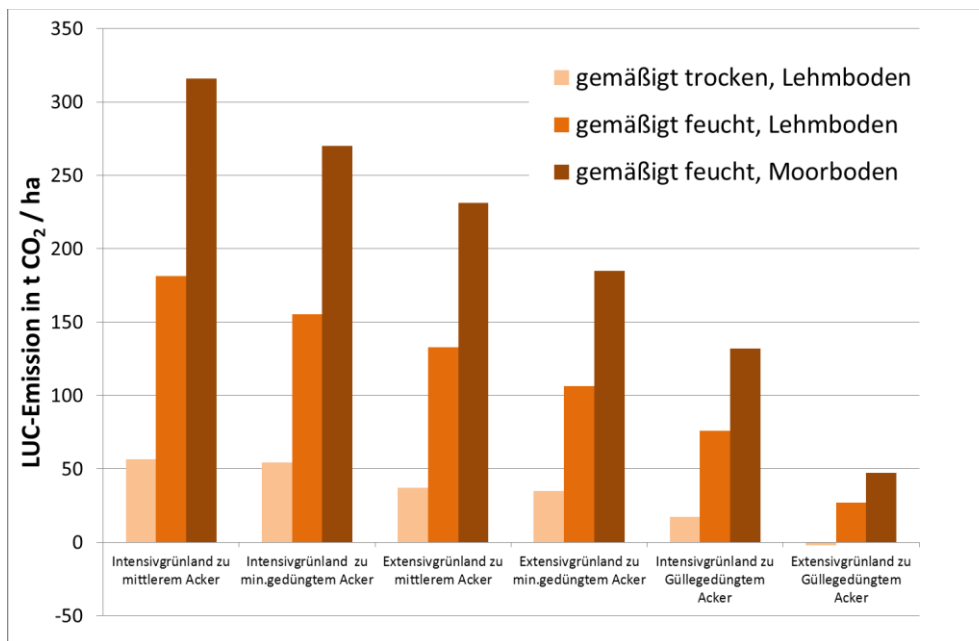
Diese Vorgehensweise ist als überaus vorsichtig zu werten, da hierbei die Bioenergiepflanze gleich wie alle anderen Agrarerzeugnisse betrachtet wird und keinesfalls als herausragender „Treiber“ für LUC, wie es vielfach gerade bei Mais für Biogas vermutet wird (KLU 2013). Da nach den FNR-Daten die Anbaufläche für Bioenergiepflanzen zwischen 2008 und 2013 durchschnittlich um 100.000 ha zugenommen hat, wäre es rechnerisch denkbar, den Grünlandumbruch von 37.000 ha pro Jahr gänzlich der Bioenergie zuzurechnen.

Bestimmung des LUC-Emissionsfaktors:

- ▶ Für die jährliche Berichterstattung zum deutschen Treibhausgasinventar gemäß Kyoto-Prozess ermittelt das Thünen-Institut regelmäßig Emissionsfaktoren für LULUCF in Deutschland - zuletzt im Bericht 2014 (UBA 2014). Danach liegt dieser für Grünlandumbruch zu Ackerland bei 92,4 t CO₂Äq pro Hektar. Dieser Wert enthält neben den Emissionen aus organischen Böden (bei 6,7 % der konvertierten Grünlandfläche mit einem Emissionsanteil von etwa 30 t CO₂Äq/ha) auch N₂O-Emissionen, die durch den Grünlandumbruch mobilisiert werden. Dieser Effekt wird in der Formel der RED zur LUC-Berechnung nicht berücksichtigt und deshalb auch hier aus dem Faktor herausgenommen. Der resultierende Emissionsfaktor lautet somit **84,9 t CO₂Äq pro Hektar**. Für die Änderung von Ackerland zu Kurzumtriebsplantagen leiten die Autoren in analoger Weise **-117 CO₂Äq pro Hektar** ab.

- Läge der Nationale Inventarbericht nicht vor, könnte die konkrete Berechnung der LUC-Emissionen anhand der gleichfalls auf IPCC basierenden Vorgehensweise gemäß Beschluss 2010/335/EU erfolgen. Hierzu wären jedoch die typischen Boden- und Bewirtschaftungsverhältnisse für die mittlere Situation im Erzeugerland (hier Deutschland) zu definieren. Je nach Einstellung können die Ergebnisse zu LUC-Emissionen (ohne Annuierung über 20 Jahre) variieren von -2 bis 315 t CO₂ pro Hektar (Abbildung 32).

Abbildung 32: LUC-Werte für verschiedene Fälle von Grünlandumbruch, nach den für Deutschland typischen klima- und bodenbezogenen Parametern



Berechnung durch IFEU nach EU Beschluss 2010/335/EU unter Verwendung von ENZO2

Anteilige Anrechnung des Emissionsfaktors auf die Bioenergiepflanzen:

- Die oben genannten Faktoren werden gemäß der oben beschriebenen Relation von jährlicher Umbruchfläche und jährlicher Anbaufläche mit 0,0032 ha pro ha allen agrarisch produzierten Bioenergieerohstoffen angerechnet:
 Bsp.: Raps: 84,9 t CO₂Äq/ha x 0,32 % = 0,268 t CO₂/ha;
 bei 77.500 MJ Biodiesel/ha ergibt sich ein LUC-Wert von **3,46 g CO₂Äq/MJ**

Diese beschriebene Vorgehensweise mit den für Deutschland gültigen LUC-Verhältnissen und Emissionsfaktoren wird in dieser Studie auf alle aus der die Großregion Europa bezogenen Bioenergiepfade angewandt. Dies stellt eine starke Vereinfachung dar, ist aber angesichts erheblichen Aufwands zur Bestimmung der Daten auf europaweiter Ebene gerechtfertigt, um eine Orientierungsgröße für einen LUC-Wert abzuschätzen. Zudem ist der überwiegende Anteil der aus dem Raum Europa bezogenen, in Deutschland verwendeten Bioenergeträger deutscher Herkunft.

Vereinfachende Annahmen sind insbesondere auch für die Bioenergeträger aus anderen Großregionen erforderlich, wie im Folgenden beschrieben.

Nordamerika

Für die Pfade Mais-Bioethanol und Soja-Biodiesel werden die Grünlandumwandlungsverhältnisse in den USA zu Grunde gelegt, da sich dort auch der nordamerikanische Anbau konzentriert. Zur Bestimmung von Anbauflächen liegen satellitengestützte und nach Feldfrüchten differenzierte Daten des US-Landwirtschaftsministeriums vor.³⁵ Faber, Rundquist und Male (2012) haben auf dieser Basis gleichfalls nach Feldfrüchten differenzierte Daten zu Landnutzungsänderungen ermittelt. Demnach gingen an Mais zwischen 2008 und 2011 jährlich etwa 1,09 Mio. ha Grünland verloren, zu Sojafeldern wurden jährlich 792.000 ha Grünland. Setzt man wiederum die Relation Gesamtackerfläche zu Energiepflanzenanbaufläche an, ergeben sich jährlich etwa 0,229 Mio. ha bzw. 0,02 Mio. ha Grünlandverlust durch Mais zur Ethanolherstellung bzw. Sojaanbau zur Biodieselherstellung. Abbildung 33 stellt im oberen Teil diese Flächenverhältnisse unter Einbeziehung von Daten der USDA dar.

Bezüglich des Emissionsfaktors werden die oben verwendeten Daten für Deutschland übernommen, jedoch wird der deutschlandtypische Anteil von organischen Böden außer Acht gelassen. Der Faktor beträgt damit: **55,3 t CO₂Äq pro Hektar**, anzuwenden für 0,0314 ha Umbruch pro ha Maisanbaufläche und 0,0238 ha Umbruch pro ha Sojaanbaufläche.

Südamerika

Für die Pfade Zuckerrohr und südamerikanisches Soja werden als Datengrundlage die Anbau- und Entwaldungsverhältnisse in Brasilien zu Grunde gelegt. Dies stellt gleichfalls eine erhebliche Verallgemeinerung dar und ist insbesondere der Tatsache geschuldet, dass für Brasilien sehr gute satellitengestützte Daten zur Entwicklung der Waldfläche (in der Amazonas-Region) vorliegen. Dies gilt derzeit nicht für andere relevante Bioenergieproduzenten wie z. B. Argentinien. Die Datenlage zu LUC außerhalb der im allgemeinen Fokus stehenden Amazonas-Region ist im Übrigen auch in Brasilien nicht gut dokumentiert.

Trotz dieser Einschränkungen soll für die hier vorliegende Studie zur Orientierung folgender Ansatz für Bioenergieträger aus der Großregion Südamerika dienen:

Die bestehende Waldfläche Brasiliens liegt bei etwas über 50.000 Mio. ha, die Ackerfläche bei 7.400 Mio. ha. Mit Zuckerrohr für Ethanol und Soja für Biodiesel sind nach Daten von MAPA (2013) insgesamt 13,3 Mio. ha belegt. Nach den Erhebungen von INPE (2013) hatte sich die Entwaldung in den letzten 10 Jahren zwischen 45 und 75 Mio. ha pro Jahr „stabilisiert“. Im Mittel werden 60 Mio. ha angesetzt. Bei durchschnittlicher Umlage ergibt das 108.000 ha Entwaldung zu Lasten der Bioenergiepflanzen. Abbildung 33 stellt im mittleren Teil diese Flächenverhältnisse für Brasilien dar.

Die daraus resultierende CO₂-Emission wird in Ermangelung offizieller Emissionsberichte gemäß Beschluss 2010/335/EU ermittelt. Für tropischen Regenwald werden dabei 200 t C_{veg} pro ha, für annuelle Kulturen wie Soja mit 0 und Zuckerrohrplantagen 5 t C_{veg} pro ha angesetzt. Daraus resultieren LUC-Emissionen für Zuckerrohr von **715 t CO₂/ha** und für Soja **733 t CO₂/ha**. Diese werden angerechnet gemäß dem Flächenanteil von 0,0068 ha Rodung pro ha Gesamtanbaufläche.

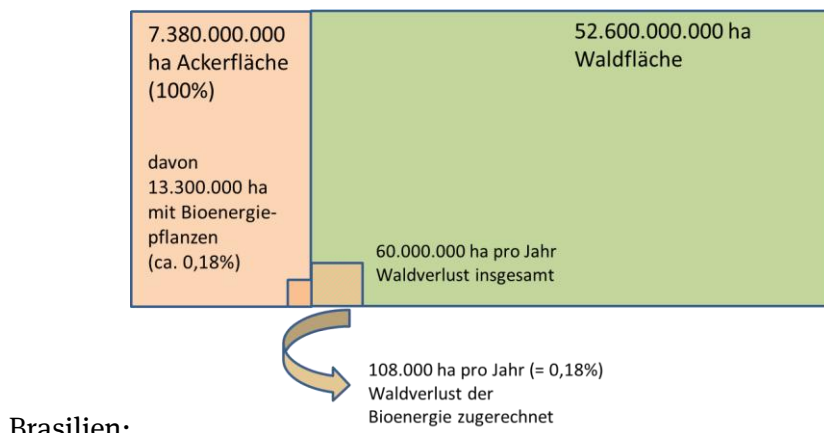
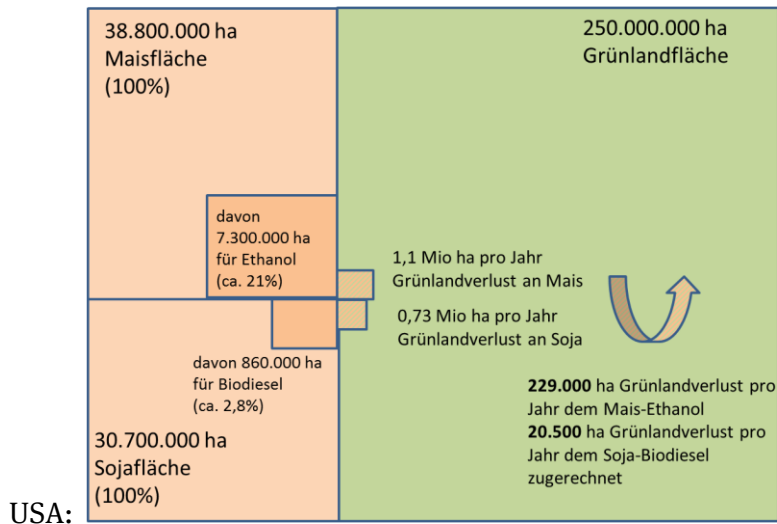
Südostasien

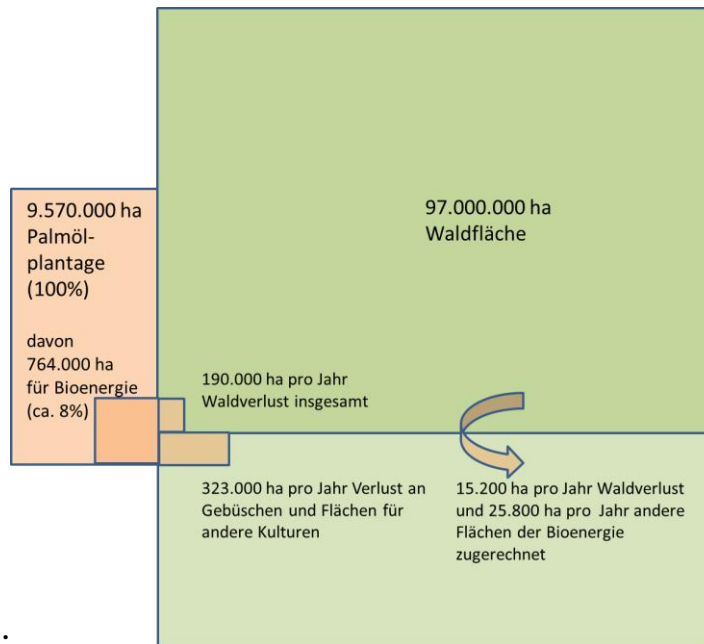
Für Palmöl werden Daten zur Landnutzungsänderung in Indonesien zu Grunde gelegt und zwar konkret die Ergebnisse der Pilotstudie zu Anwendung der GBEP-Indikatoren in Indonesien (FAO 2014). Indonesien weißt einen sehr dynamischen Ausbau bei Palmöl auf, überwiegend zu Lasten von Waldflächen. Diese Dynamik ist in dem anderen für Deutschland relevanten Lieferland Malaysia aufgrund des bereits in der Vergangenheit erfolgten massiven Ausbaus an Plantagen eher geringer. Von Ge-

³⁵ Daten aus: <http://nassgeodata.gmu.edu/CropScape/>

samtfläche ist jedoch Indonesien als der bei weitem größte Staat der Großregion und für diese somit als repräsentativ anzusehen.

Abbildung 33: Proportionale Allokation von Grünlandumwandlung in den USA auf Anbauflächen für Mais und Soja für Bioenergie (oben), von Entwaldung in Brasilien auf Anbaufläche für Bioenergie (Mitte) und für Palmölplantagen in Indonesien (unten)





Darstellung IFEU anhand von Daten von USDA, Faber et al. (2012) für die USA, von INPE (2013), MAPA (2013) für Brasilien und FAO (2014) für Indonesien

Nach der GBEP-Studie ergeben sich folgende Basisdaten: von den 7,7 Mio. ha Palmölplantagen werden im Mittel 8 % der Produktion von Biodiesel zugerechnet

Die Ausdehnung der Palmölplantagen in Indonesien betrug in den vergangenen Jahren im Durchschnitt ca. 510.000 ha pro Jahr. Von diesen Flächenumwandlungen waren Regenwald, Torfgebiete, Busch, Grasländer und andere Anbauflächen betroffen. Die FAO kommt in ihrer Studie auf einen mittleren LUC-Faktor von **275 t CO₂/ha** für Ölplantagen, der mit einem Anteil von 0,067 ha Umwandlung pro ha Plantage angerechnet wird. Abbildung 33 stellt im unteren Teil diese Flächenverhältnisse für Indonesien dar.

In Tabelle 8 sind alle wesentlichen Daten und Herleitungen für die Emissionen aus Landnutzungsänderungen zusammengestellt. Darin sind außerdem die Faktoren dargestellt, die sich ergeben, würde man das reale Ausmaß an Landnutzungsänderungen in erster Linie der Bioenergie zurechnen. Im Falle Deutschland lag der Zuwachs an Bioenergiefläche in den letzten zehn Jahren bei 135.000 ha/a (nach den Zahlen von FNR (2013)). Rein rechnerisch könnte daher der Grünlandumbruch mit 37.000 ha/a vollständig vom Bioenergieausbau verursacht sein. Zur Gesamtanbaufläche für Bioenergie liegt der jährliche Grünlandumbruch bei ca. 1,8 %. Im Maximum könnte dieser Anteil folglich bei einer Umlage des LUC der Bioenergie angelastet werden – rechnet man allen LUC der Bioenergie insgesamt zu. In Tabelle 8 ist diese Betrachtungsweise für alle Regionen in den Zeilen mit den Fußnoten c) dargestellt. Im Fall von Brasilien liegt die jährliche Waldrodung höher als die Bioenergieanbaufläche. Bei einer Maximalbetrachtung würde dies für jeden ha Bioenergie 100 % Anrechnung von LUC bedeuten.

Im Anhang, Tab. A-37, sind die Beiträge der in dieser Weise ermittelten Landnutzungsänderungen zu den Ergebnissen für jeden Pfad aufgeführt.

1.3.1.3 Wertung des Vorschlags

Der aLUC-Ansatz der durchschnittlichen Umlage realer LUC-Werte zu innerhalb einer geografischen Region auf den gesamten Anbau der Region ist bislang wenig gebräuchlich. In vergleichbarer Weise wird auch für die Berücksichtigung von LUC bei der Errechnung der THG-Emissionen im Rahmen der

Anwendung der Indikatoren der Global Bioenergy Partnership (GBEP) für Deutschland vorgegangen (Köppen et al. 2014). Der Indikator 1 der GBEP (2011) beinhaltet den THG-Emissionswert der national genutzten Bioenergie über den Lebensweg. Somit sind auch hier nur die mittleren bzw. typischen Verhältnisse für Deutschland relevant, nicht aber die einzelnen Lieferungen.

Es sei an dieser Stelle nochmals betont, dass der hier verwendete Ansatz Effekte des internationalen Handels nicht einbezieht. Die „klassischen“ ILUC-Fragen, inwieweit zusätzlich angebaute Mais für Biogas beispielsweise Futtermittelprodukt verdrängt und in anderen Ländern deswegen zu Waldrodungen führt, werden von diesem Ansatz nicht betrachtet. Die Dynamik von LUC kann somit nur unvollständig und ex post abgebildet werden, wie z. B. die Folgen einer schockartigen Steigerung der Nachfrage nach Agrargütern, wie etwa durch politisch induzierte Förderungen des Biokraftstoffsektors. Eine solche plötzliche Nachfragesteigerung lässt massiven LUC erwarten, da sie eine Anpassung des Angebotes durch nicht LUC auslösende Maßnahmen wie etwa langfristig mögliche Steigerung der Flächenproduktivität kaum zulässt. Für die Abschätzung solcher Effekte bedarf es des Einsatzes makroökonomischer Modelle (CGEs oder Partialmodelle wie GTAP, MIRAGE, CAPRI, FAPRI, AGLINK/COSIMO, GLOBIOM u. a.)

Der hier gewählte Ansatz bleibt dagegen im regionalen bzw. nationalen Raum und verteilt die darin auftretenden empirischen LUC-Vorgänge. Die Eignung dieses Werts im Kontext einer Gesamtbilanz liegt darin, dass die real auftretenden LUC-Effekte nicht einfach außer Acht gelassen, sondern zumindest gleichmäßig an alle Agrarakteure verteilt werden.

Tabelle 8: Wesentlichen Daten und Herleitungen für die Emissionen aus Landnutzungsänderungen

	Einheit	Raps, Getreide, Biogassub- strat, KUP	Mais	Soja	Zuckerrohr, Soja	Ölpalme
		Grünland	Grünland		Regenwald	
		Deutschland (Europa)	USA (Nordamerika)		Brasilien (Südamerika)	Indonesien
Ackerfläche gesamt	Mio ha	11,83			7.276	
Ackerfläche Mais			34,83			
Ackerfläche Soja				30,66		
Fläche Palmöl						7,7
→ Bioenergie	Mio ha	2,118			13,37	
→ Maisethanol	Mio ha		7,29			
→ Soja-/Palmöl-Biodiesel	Mio ha			0,864		0,614
Jährlicher LUC: zu Acker	Mio. ha/a	0,0374	3,24	3,240	50	
zu Mais	Mio. ha/a		1,094			
zu Soja	Mio. ha/a			0,729		
zu Ölpalmen	Mio. ha/a					0,514
umgelegt auf Bioenergie	Mio. ha/a	0,0067	0,229	0,0205	0,0919	0,041
MITTEL ^{b)}	ha LUC / ha Biomasse	0,0032	0,0314	0,0238	0,0069	0,0667
max. MITTEL ^{c)}	ha LUC / ha Biomasse	0,0177	0,15	0,844	> 1	0,836

E-Faktoren						
annuelle Crops ^{a)}	t CO ₂ /(ha*a)	84,9	55,3	55,3	733	
KUP, Zuckerrohr, Palmöl ^{a)}	t CO ₂ /(ha*a)	-117			715	275
anteilig MITTEL (annuell) ^{b)}	t CO ₂ /(ha*a)	0,268	1,74	1,31	5,04	
anteilig MITTEL (Plantage) ^{b)}	t CO ₂ /(ha*a)	-0,37			4,91	18,3
ant. max. MITTEL (annuell) ^{c)}	t CO ₂ /(ha*a)	0,15	8,3	46,6	733	
ant. max. MITTEL (Plantage) ^{c)}	t CO ₂ /(ha*a)	-0,207			715	230

Quelle: Berechnung durch IFEU, Ertragsdaten aus BioGrace bzw. JRC (2014)

a) volle Anrechnung der Landnutzungsänderung auf das einzelne Produkt (1 ha jährlicher Umbruch pro ha Nutzung)

b) mittlerer Durchschnitt: Grünlandumbruch bzw. Waldrodung proportional allen Agrargütern angerechnet

c) maximaler Durchschnitt: gesamter Grünlandumbruch bzw. Waldrodung der Bioenergie angelastet

1.3.2 Kohlenstoffschuld bei Holznutzung

Wurden im vorgehenden Abschnitt 1.3.1 Kohlenstoffbestandsänderungen durch den Wechsel der generellen Landnutzungsart (Ackerbau, Grünland, Wald etc.) adressiert, so stehen an dieser Stelle die entsprechenden Effekte bei der energetischen Nutzung von Holz im Vordergrund. In der Fachszene werden diese Effekte unter dem Begriff Kohlenstoffschuld (carbon debt) diskutiert, worunter folgendes zu verstehen ist: Je nach Waldbewirtschaftung kann die Freiwerdung und das Festsetzen von Kohlenstoff im Wald in unterschiedlichen Zeiträumen auftreten und damit im Ungleichgewicht stehen. Das Festsetzen kann je nach Waldtyp bis zu mehreren Dekaden in Anspruch nehmen. Wird dieser Effekt korrekt berechnet, kommt es zu einer Netto-Freisetzung von Kohlenstoff. Es werden mehr und mehr Stimmen laut, die die Einbeziehung dieser Effekt in die Lebenszyklusemissionen fester Biomasse fordert.

Im Commission Staff Working Document (SWD 204) wird dieser Effekt bei der Berechnung der Emissionen für feste Energieträger jedoch noch nicht berücksichtigt, da er als (noch) nicht relevant erachtet wird. Die Einschätzung basiert u. a. auf den Ergebnissen von Studien, die von der Kommission in Auftrag gegeben wurden (Agostini et al. 2013, Matthews et al. 2014). Diese fanden hohen Abweichungen in den Ergebnissen aufgrund Unterschieden in

- ▶ der Methodik,
- ▶ den der Szenarien zugrunde liegenden Annahmen,
- ▶ den Charakteristika der Wälder
- ▶ sowie dem Forstmanagement.

Dabei lagen die Hauptursachen der Abweichungen in den methodischen Unterschieden. So hat z. B. die Wahl des Referenzsystems einen enormen Einfluss auf die Ergebnisse, d. h. was mit dem Wald ohne die energetische Nutzung des Holzes geschehen würde. So macht es einen großen Unterschied, ob der Wald trotzdem bewirtschaftet würde (wenn auch ggf. in einer anderen Art und Weise) oder ob er unter Schutz stünde. Die konkreten Auswirkungen der Holznutzung sind also nicht an bestimmte Holzfraktionen gebunden, was eine Regulierung oder Anreizsetzung erschwert. Trotzdem ist es Fakt, dass die Nutzung von Wurzelstöcken oder Stammholz zu geringen bis gar negativen Emissionseinsparungen führen kann. Jedoch handelt es sich bei der Bioenergieholznutzung in Europa derzeit noch vornehmlich um Wald- oder Industrierestholz, was laut o. g. Studien auch auf kurzfristige Sicht zu Netto-Einsparungen führen sollte. Zu diesem Ergebnis kommt auch eine von AEBIOM (2013) veröffentlichte Studie.

Einen weiteren gewissen Schutz innerhalb Europas sollten die EU-Holzhandelsverordnung sowie die Europäische Waldstrategie bieten. Während erstere die Einfuhr illegal geschlagenen Holzes verbietet, hat die Waldstrategie die nachhaltige Bewirtschaftung aller europäischen Wälder bis 2020 zum Ziel. Letztere soll u. a. die Degradierung von Wäldern verhindern, die sonst eine Abnahme des gespeicherten Kohlenstoffs zur Folge hätte.

Aufgrund der hohen methodischen Unsicherheiten wird auch in diesem Projekt davon abgesehen, Effekte der Kohlenstoffschuld mit zu berücksichtigen. Im Falle von Landnutzungsänderungen kann auf eine eindeutige Methode zurückgegriffen werden. Auch indirekte Effekte können erfasst werden, da sie am Ende ebenfalls eine direkte Konversion einer Fläche bedeuten und sich „lediglich“ die Frage stellt, welcher Anteil der Konversionen der energetisch genutzten Biomasse zugeordnet werden soll.

Im Fall der Kohlenstoffschuld ist die Wahl einer Methode sowie der Grundannahmen unter Experten jedoch stark umstritten. An erster Stelle steht die Frage, welchen Zeithorizont man für die Berechnung des Emissionsfaktors ansetzt. Joanneum Research (2014) hat Emissionsfaktoren unter verschiedenen Randsetzungen ermittelt, abhängig

- ▶ vom Zeithorizont (20 oder 100 Jahre),
- ▶ von der Annahme, was alternativ mit dem energetisch genutzten Holz geschehen würde (Belassen im Wald oder anderweitige stoffliche Nutzung, z. B. für Zellstoffindustrie)
- ▶ von der Art des Holzsortiments je nach Art der Waldbewirtschaftung

Bei einem Horizont von 100 Jahren liegen die Faktoren generell bei 0. Bei 20 Jahren ergeben sich für Stammholz aus Durchforstung Faktoren von bis zu 120 g CO₂Äq/MJ, bei Waldreststoffen jedoch nur zwischen 3 und 4 g CO₂Äq/MJ.

Angesichts der großen Unsicherheiten wird in der vorliegenden Studie die Kohlenstoffschuld nicht in die Emissionsfaktoren einbezogen.

1.3.3 BioGrace-Rechenregeln

Das in Kapitel 1.1 sehr ausführlich dargelegte Methodengerüst der RED gibt einen umfangreichen Rahmen vor, wie die konkrete Berechnung von THG-Emissionen für Biokraftstoffpfade erfolgen soll. Im Detail der praktischen Umsetzung jedoch zeigt sich, dass darüber hinaus eine Anzahl weiterer methodischer Fragen geklärt werden müssen. Dies ist u. a. bei der Entwicklung des BioGrace-Tools zutage getreten. Aus diesem Grund hat das BioGrace Konsortium eine Anzahl zusätzlicher Regeln definiert, um die Berechnung von tatsächlichen Emissionswerten für spezielle Produktionspfade oder Prozesse eindeutig zu gestalten. Würde man auf diese Regeln verzichten, läge es an den Anwendern sich für alternative Rechenwege zu entscheiden, die Ergebnisse wären in vielen Fällen ambivalent. Im Zweifel würde der Anwender selbstverständlich immer die günstigere Variante wählen.

Mit den „BioGrace Rechenregeln“ (BioGrace 2012) wurde ein Satz zusätzlicher Regeln erstellt, der bei der Nutzung von BioGrace anzuwenden ist. Dies ist auch Bestandteil der Anerkennung des BioGrace Tools als System im Sinne der RED Artikel 18(3). Beispielhaft seien folgende Regeln genannt:

- ▶ Abschneidekriterium (Regel 2.3):
Wenn der Beitrag des Inputs oder Prozesses an den Gesamtemissionen des Biokraftstoff Lebensweges geringer als 0,1g CO₂Äq/MJ Biokraftstoff beträgt, kann er abgeschnitten werden.
- ▶ Verwendung von Standardwerten und zusätzlichen Standardwerten (Regel 2.2.2 und 2.2.3):
Die Standardwerte für Dünger dürfen nur verwendet werden, wenn regionale durchschnittliche Eingangsdaten genutzt werden. Wenn Eingangsdaten auf Betriebsebene verwendet werden und

- *der Düngertyp ist bekannt: Anwendung des Standardwertes für spezifischen Düngertyp (Liste mit zusätzlichen Standardwerten)*
- *der Düngertyp ist unbekannt: Anwendung des höchsten Standardwertes für Dünger.*
- ▶ **Energiebereitstellung (Regel 4.3):**
Emissionen aus der Energiebereitstellung sollen mittels durchschnittlicher Emissionsintensität für das jeweilige Land, in dem der Strom aus dem Netz bezogen wird, berechnet werden. Länderspezifische Emissionsintensitäten für die Strombereitstellung sollen aus der BioGrace Liste der zusätzlichen Standardwerte verwendet werden. Es ist nicht gestattet Durchschnittsemissionen für den europäischen Strommix zu verwenden.

Für das vorliegende Projekt sind diese Regeln nicht von zentraler Bedeutung, da die Modellierung der Emissionsfaktoren analog zu den fest modellierten Pfadsystemen der typischen Werten erfolgt, somit im Grunde keine Wahlmöglichkeiten alternativer Vorgehensweisen bei Regellücken in Anspruch genommen werden können. Sie sind jedoch dann in Betracht zu ziehen, wenn von den vorgezeichneten Pfaden abgewichen wird, weil z. B. die Repräsentativität für die deutsche Situation in Zweifel steht.

Die BioGrace Regeln sind im Übrigen auch harmonisiert mit den Regeln des EN Standards 16214-4. Für die Regeln der europäischen Norm gilt im Grund das Gleiche wie für die BioGrace Regeln: sie greifen dann, wenn abweichend zu den RED-Standardwerten tatsächliche Werte berechnet werden sollen.

2 Emissionsbilanzen wesentlicher deutscher Bioenergiepfade

2.1 Übergreifende Aspekte

2.1.1 Betrachtete Datenkategorien

Die Auswahl an Datenkategorien umfasst Emissionsfaktoren zu Treibhausgasen und klassischen Luftschadstoffen, energetische und stoffliche Ressourcen sowie Naturraumbeanspruchung.

Für die Naturraumbeanspruchung wird das von UBA (1999) empfohlene Konzept der Naturnähe-Klassen, bzw. Hemerobieklassen angewendet (siehe Tabelle 10). Dieses befindet sich derzeit in Revision (siehe die laufenden UBA-Projekte von IFEU, Integrah, GVM (2014) und IFEU, Integrah, Öko-Institut (2015). Veränderungen, die die hier erarbeiteten Daten betreffen würden, sind hierbei nicht zu erwarten.

Tabelle 9: Berücksichtigte Sachbilanzkategorien

Treibhausgase	
Kohlendioxid (fossil)	CO ₂ fossil
Kohlendioxid (biogen) aus Landnutzungsänderungen	CO ₂ bio
Methan (fossil)	CH ₄ fossil
Methan (biogen)	CH ₄ bio
Lachgas	N ₂ O
Klassische Luftschadstoffe	
Schwefeloxide	als SO ₂
Stickstoffoxide	als NO ₂
Kohlenmonoxid	CO
organische gasförmige Verbindungen	als NMVOC
Gesamtstaub	
Feinstaub	als PM ₁₀
Ammoniak	NH ₃
Ressourcenaufwand	
Kumulierter Energieverbrauch (KEA) differenziert nach - biomassebasiert, - sonstiger erneuerbar, - fossil - sonstiger nicht-erneuerbar (i.d.R. nuklear)	
Kumulierter Rohstoffaufwand (KRA)	
Wasser	
Naturraumraum (siehe nachfolgende Tabelle)	

Tabelle 10: Die Naturnähe-Klassen nach dem Hemerobiekonzept (UBA 1999)

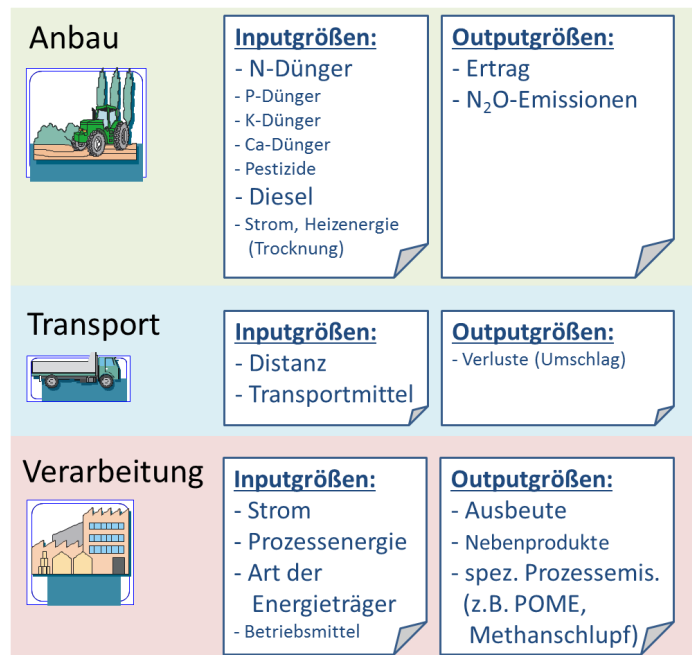
Naturraumbeanspruchung	
Klasse I	unbeeinflusste Natur (z.B. Primärwald)
Klasse II	naturnahe forstwirtschaftliche Nutzung
Klasse III	bedingt naturnahe forst- und landwirtschaftliche Nutzung
Klasse IV	halbnatürliche forst- und landwirtschaftliche Nutzung
Klasse V	bedingt naturferne forst- und landwirtschaftliche Nutzung
Klasse VI	naturferne landwirtschaftliche Nutzung
Klasse VII	überbaute, versiegelte Fläche, Deponien, Halden, Abbauflächen

Anmerkung: Klasse I schließt sich für vom Menschen bewirtschaftete Systeme per se aus und tritt daher in den Bilanzen nicht in Erscheinung.

2.1.2 Wesentliche Eingangsgrößen

Die Bilanzierung der Pfade erfolgt aus der Basis der modular zusammengesetzten Abschnitte der Produktionskette bis zur Bereitstellung. In jedem Lebenswegabschnitt sind dabei unterschiedliche Eingangsgrößen von Bedeutung in ihrem Beitrag zum jeweiligen Ergebnis. Abbildung 34 gibt eine Übersicht über die wesentlichen Eingangsgrößen der Berechnung.

Abbildung 34: Übersicht über die wesentlichen Eingangsgrößen der Berechnung; die Schriftgröße gibt eine Orientierung über den relativen Einfluss der Größe auf das Ergebnis; eigene Darstellung.

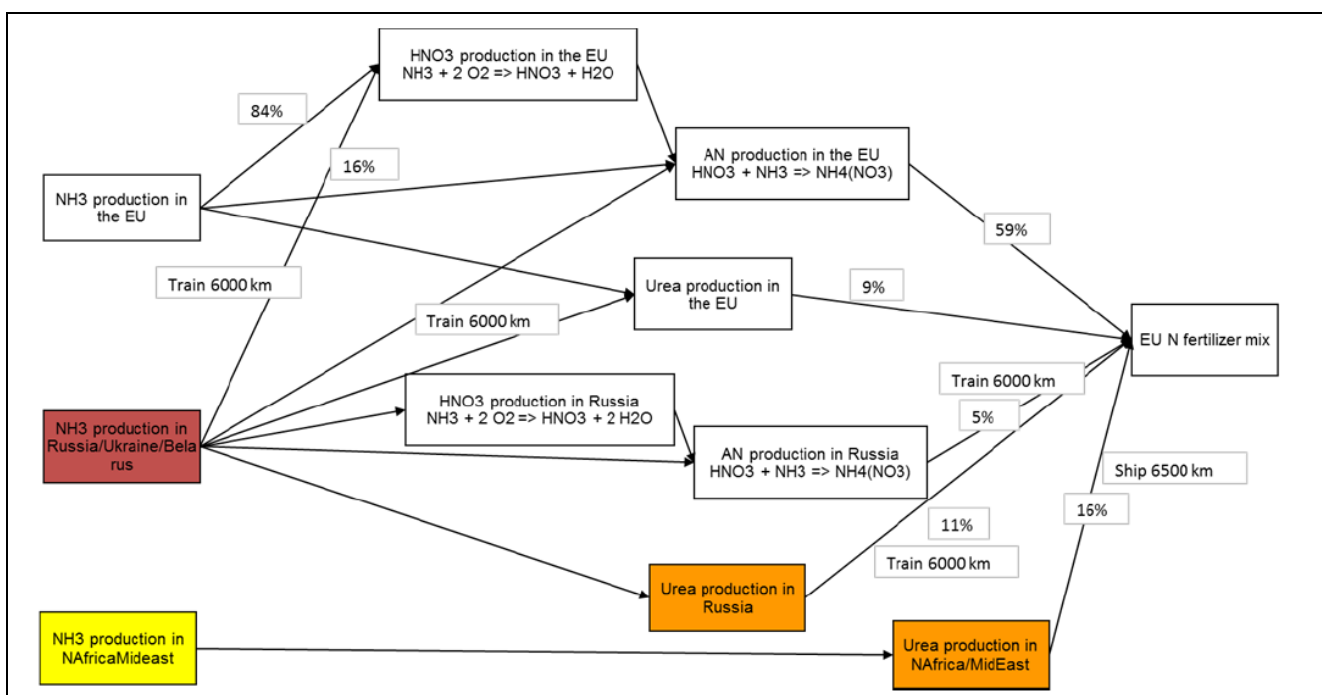


2.1.2.1 Biomasseanbau

Im Vergleich der Hauptmodule (Anbau, Transport, Verarbeitung) liefert in den meisten Fällen der Biomasseanbau (soweit Bestandteil) den größten Beitrag zur Gesamtemission. Die Hauptfaktoren sind dabei der Stickstoffdüngerverbrauch und die mit ihm einhergehenden Emissionen bei der Herstellung, die Feldemissionen (N₂O) und die Ertragswerte. Auch relevant sind die Dieserverbräuche durch die Landbearbeitung. Alle übrigen Eingangsgrößen leisten eher geringe Beiträge zur Gesamtbilanz.

Wegen der zentralen Bedeutung der Stickstoffdünger hat JRC (2014) die entsprechenden Emissionsfaktoren für deren Erzeugung aktualisiert. Diese Aktualisierung wurde hier übernommen. Dabei ist zu beachten, dass JRC nicht den gesamten Markt an Stickstoffdüngern in Europa zu Grunde gelegt hat, sondern näherungsweise sich auf Ammoniumnitrat und Harnstoff konzentriert hat. Es ist nur schwer einzuschätzen, inwieweit diese Vereinfachung ergebnisrelevant ist. Die in Deutschland am häufigsten eingesetzten N-Dünger (Kalkammonsalpeter, Harnstoff-Ammoniumnitratlösung) werden zwar über die gleichen Grundstoffe erzeugt, es ist aber unklar, ob die Herstellungswege vollständig repräsentativ sind. Positiv zu werten ist, dass die Emissionsfaktoren auf sicheren Primärdaten der Branchen, ermittelt und bereitgestellt durch Fertilizers Europe zurückgehen. Das zu Grunde gelegte Produktionssystem ist in Abbildung 35 wiedergegeben.

Abbildung 35: Herstellungskette für Stickstoffdünger, modelliert durch JRC-LBSt; entnommen JRC (2014), S. 31.



Aus der Berechnung von JRC (2014) ergibt sich ein Gesamt-THG-Emissionswert von 4.569 g CO₂Äq/kg N. Dies stellt gegenüber dem Emissionsfaktor für die Standardwerte in der RED 2009 von 5.881 g CO₂Äq/kg N eine deutlich Reduktion dar. Dabei enthält der aktualisierte Emissionsfaktor sogar einen Anteil des durch die Säurewirkung des Mineraldüngers aus dem Boden freigesetzten CO₂ aus den Carbonaten im Boden.

Die Lachgasemissionen werden wie in Kapitel 1.2.2.2 beschrieben mit dem GNOC-Modell berechnet. Auch hierbei ergeben sich im Regelfall niedrigere Emissionen als bei der Anwendung der zuvor verwendeten Modelle DNDC und den IPCC-Ansatz (Tier 1).

2.1.2.2 Transport

Das Hauptmodul Transport spielt nur dann eine relevante Rolle, wenn die Distanz eines LKW-Transports mehrere hundert Kilometer beträgt. Weite Seetransporte sind in der THG-Bilanz eher nur von mittlerer Bedeutung, schlagen jedoch bei Nicht-THG-Emissionen (SO₂, Partikel) erheblich zu Buche.

Nichtsdestoweniger werden die Transporte bei JRC (2014) und somit auch in dieser Bilanzierung mit einem differenzierten Satz an Modulen ausgestattet: 12 verschiedene Lkw-Typen, 2 Typen Binnenschiff, 7 Typen Seeschiff, elektrisch und dieseltraktierter Güterzug.

2.1.2.3 Verarbeitung

Bei der Verarbeitung sind die Höhe und die Art der Bereitstellung des Prozessenergiebedarfs (Strom, Prozesswärme) entscheidend.

Der **Strom** kann dem Netz aus der allgemeinen Versorgung entnommen oder in eigenen Anlagen erzeugt werden. Im ersten Fall ist es allgemein üblich, die Emissionen des durchschnittlichen nationalen Mix anzusetzen. JRC (2014) hat jedoch einen anderen Weg gewählt und setzt einen „Marginalmix“ an aus:

- ▶ 50 % Steinkohle, zur Hälfte jeweils aus:
 - konventionellen Steinkohlekraftwerken
 - Kombi-Prozess mit integrierter Vergasung (IGCC)
- ▶ 50 % GuD-Kraftwerke (58,1 % η_{el}), zu Dritteln jeweils befeuert mit:
 - Erdgas mit Anlieferung aus 4.000 km über Pipeline
 - Erdgas mit Anlieferung aus 7.000 km über Pipeline
 - verflüssigtem Erdgas (LNG)

Mit diesem Ansatz will JRC eine Vergleichmäßigung des Einflusses der stromabhängigen Emissionen über geografische Grenzen hinweg erzielen. Aus deutscher Perspektive ergeben sich daraus Nachteile bei der Berechnung, wie die folgende Gegenüberstellung der THG-Emissionsfaktoren zeigt:

- | | | |
|---------------------------|--|---|
| ▶ Marginalmix JRC (2014): | 186,4 g CO ₂ Äq/MJ Strom | Basiert auf dem oben beschriebenen Ansatz von JRC (2014); Netz- und Transformationsverluste noch nicht eingerechnet. |
| ▶ Strommix EU BioGrace | 178,5 g CO ₂ Äq/MJ Strom | Basiert auf Werten aus GEMIS, die für die Berechnung der Standardwerte der RED 2009 verwendet wurden (Mittelspannung) (aus BioGrace entnommen); |
| ▶ Deutscher Strommix 2013 | 165,6 g CO ₂ Äq/MJ Strom | Berechnet von IFEU |

Für die Emissionen durch **Prozessenergie** ist neben der Bereitstellungseffizienz v. a. die Art des Brennstoffs entscheidend. In den weiter unten ermittelten Emissionswerten für die Pfade werden daher an verschiedener Stelle Varianten der Basispfade angegeben. Beispielhaft seien hier die THG-Emissionen für Prozessenergie (bezogen auf 1 MJ Energieträger) nach folgenden Brennstoffen aufgeführt, wie sie von JRC (2014) angesetzt werden.

Tabelle 11: Emissionsfaktoren für Prozessenergie (bezogen auf 1 MJ Energieträger) und Angabe der verwendeten elektrischen und thermischen Effizienzen; Daten aus JRC (2013) und JEC (2014)

	CO ₂ fossil	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ Äq	Anlageneffizienz	
					el.	th.
	Angaben in g/MJ Energieträger					
Erdgas (Kessel)	65,1	0,0025	0,0010	65,44		0,9
Erdgas (KWK)	65,1	0,0042	0,0010	65,49	0,331	0,419
Braunkohle (KWK)	115	0,0014	0,0030	115,93	0,158	0,712
Biogas (KWK)	0	0,340	0,0014	8,93	0,36	0,4
Bagasse / Fasern Palmölmühle	0	0,0025	0,0010	0,36	0,1 ^{a)}	
Holzackschnitzel (Kessel)	0	0,0049	0,0010	0,41		0,85
Holzackschnitzel (KWK)	0	0,0049	0,0010	0,41	0,163	0,696

a) JRC weist bei den Pfaden Bioethanol aus Zuckerrohr und Palmöl keine Wärmebedarfe für die Verarbeitungsprozesse aus.

2.1.3 Konsistente Ableitung der zusätzlichen Sachbilanzkategorien

Um bei den THG-Emissionen gleiche Ergebnisse gegenüber den „typischen Werten“ der zu erwartenden RED-Aktualisierung sowie des SWD 2014 bzw. JRC (2014) sicherzustellen, werden die gleichen Datengrundlagen, die für die THG-Werte verwendet worden sind, herangezogen. Dies erforderte eine intensive Aufarbeitung der Daten aus JRC (2014) und auch Annahmen darüber wie sich das RED-Update konkretisieren wird.

Für die zusätzlichen Sachbilanzparameter gilt somit, diese so konsistent wie möglich mit den THG-Emissionen abzuleiten. Idealerweise ist dies gegeben, wenn die Originaldatenquelle der THG-Emission selbst bereits die weiteren Sachbilanzparameter enthält. Dies ist leider in den meisten Fällen nicht gegeben. Zudem sind die Berechnungen von JRC zu den THG-Emissionsfaktoren häufig durch Kombination verschiedener Primärquellen zustande gekommen.³⁶ In vielen Fällen sind daher Analogieschlüsse erforderlich. Für die wesentlichen Prozessgruppen seien im Folgenden die Herangehensweisen kurz beschrieben.

Stickstoffdünger:

In Abschnitt 2.1.2.1 wurde ausgeführt, auf welcher Basis JRC (2014) die THG-Emissionen für die Herstellung der N-Dünger neu berechnet hat. Die von JRC zur Verfügung gestellte Berechnungsgrundlage entfällt in diesem Fall auch die übrigen Sachbilanzdaten, sodass diese direkt für die Bilanzierung hier übernommen werden können.

Andere Dünger und Pestizide:

Hier bezieht sich JRC (2014) auf älteren Veröffentlichungen wie Kaltschmitt und Reinhardt (1997). Auf der Basis der dort angegebenen Inputwerte (Kohle, Diesel, Strom etc.) wurden hier die übrigen Sachbilanzparameter neu berechnet und ergänzt.

³⁶ Dies ist bei JRC (2014) wie auch bei JRC (2013) aus den Dokumentationen der Daten gut erkennbar, im konkreten Einzelfall jedoch dennoch mit aufwendigen Datenanalysen und Verrechnungen verbunden.

Fossile Energieträger und Strom

JRC (2014) führt in der Berechnungsgrundlage³⁷ die Basisdaten für die THG-Emissionen der Bereitstellung verschiedener **fossiler Brennstoffe** auf. Ein Bezug zu einer konkreten und verfügbaren Quelle, die Auskunft über die übrigen Sachbilanzparameter liegt dabei leider nicht vor. Die Autoren haben hier daher zur Verfügung stehende Datenbanken des IFEU herangezogen, um mit der THG-Emission korrespondierende Emissionsfaktoren und Ressourcenverbräuche in konsistent herzuleiten.

Für **Strom** (erzeugt je zur Hälfte auf Steinkohle- und Erdgaskraftwerken), werden die übrigen Sachbilanzparameter analog zum oben beschriebenen Weg bei den fossilen Brennstoffen abgeleitet durch Aggregation der Brennstoffvorkette betrifft. Bei den Emissionen der Kraftwerke (Verbrennung der Brennstoffe) wurden Emissionswerte aus GEMIS im Abgleich mit Faktoren aus den Datenmodellen des IFEU herangezogen.

Chemikalien

Die Datenlage zu den Chemikalien, die als Betriebs- oder Hilfsstoffe bei der Verarbeitung eingesetzt werden, ist angesichts der Diversität der Stoffe etwas vielfältiger. Andererseits ist zu beachten, dass die meisten dieser Stoffe nur in kleinen Mengen eingesetzt werden und daher auch nur geringere Beiträge zu den Emissionen liefern. Herauszuheben sind dabei jedoch:

- ▶ Methanol (ersetzt im FAME das Glycerin);
Sachbilanzdaten wurden ergänzt anhand Larsen (1998)
- ▶ Natronlauge (ist zur Verseifung der Öle/Fette erforderlich)
Sachbilanzdaten wurden ergänzt anhand Gemis 2014
- ▶ Salzsäure
Sachbilanzdaten wurden ergänzt anhand Ecoinvent v. 2.2
- ▶ Wasserstoff (zur Hydrierung)
Sachbilanzdaten wurden ergänzt anhand GREET 2014

Transport

Aufgrund der Vielfältigkeit der betrachteten Transportmittel ist auch die Datenlage hier vergleichsweise komplex. JRC (2014) verwendet in erster Linie Daten von EMEP/EEA (2013) für den Straßenverkehr sowie Buhaug et al. 2009 für den Schiffsverkehr. Zur Ergänzung mit weiteren Sachbilanzdaten wurde hier vorrangig Ecotransit³⁸ herangezogen (IFEU et al. 2011).

2.1.4 Auswahl der für Deutschland relevanten Pfade

Die Auswahl an Bioenergiepfaden orientiert sich in dieser Arbeit vollständig an der Frage, welche Pfade für den deutschen Markt relevant sind. Als Zeitraum werden dabei die nächsten fünf Jahre als maßgeblich erachtet. Entwicklungen, die erst im Zeitraum danach zu erwarten sind, werden hier nicht berücksichtigt. Grundlage bietet daher die aktuelle Situation der Bioenergieträgererzeugung im Hinblick auf eingesetzte Rohstoffe und die umgesetzten Techniken.

³⁷ http://iet.jrc.ec.europa.eu/about-jec/sites/iet.jrc.ec.europa.eu/about-jec/files/documents/report_2014/wtt_appendix_4_v4a.pdf

2.2 Biogas und Biomethan

2.2.1 Auswahl der für Deutschland relevanten Pfade

Rohstoffe/Substrate

Bei den Biogasanlagen zur Strom und/oder Wärmenutzung trugen auf Basis einer Befragung über 700 Betreibern (DBFZ 2014) für das Jahr 2013

- ▶ Energiepflanzen mit 77 %,
- ▶ tierische Exkrememente 13 %,
- ▶ Reststoffe aus Industrie, Gewerbe und Landwirtschaft mit 7 % und
- ▶ kommunale Bioabfälle mit 3 %

ihren Teil zum Biogasaufkommen bei. Die Energiepflanzen wiederum unterteilen sich danach in

- ▶ Mais mit ca. 73 %,
- ▶ Gras mit ca. 12 %
- ▶ Getreideganzpflanzen mit ca. 7 %
- ▶ Sonstiges (hauptsächlich Landschaftspflegematerial und Zuckerrüben) mit ca. 8 % Anteil.

Bei den Biomethan-Aufbereitungsanlagen dominieren hinsichtlich des Rohstoffeinsatzes ebenfalls Energiepflanzen. Die Auswertungen der Betreiberbefragung der Bundesnetzagentur (BNetzA) für das Berichtsjahr 2013 kam für diese Substratkategorie massebezogen auf einen Anteil von 62 %, gefolgt von Abfällen/Reststoffen mit 27 %, tierischen Exkrementen mit 7 % und Klärschlämmen mit 4 % (BNetzA 2014). Das Ergebnis deckt sich grundsätzlich mit den Erhebungen von Biogaspartner für 2014, denen 105 Anlagen zu Grunde liegen: 75 % Energiepflanzen; 12 %, Exkrememente; 13 % Abfälle/Reststoffe (dena 2014). Bei einer energiebezogenen Betrachtung erhöht sich der Energiepflanzenanteil noch deutlich. Zudem ist zu berücksichtigen, dass bei der Befragung alle späteren Nutzungen des Biomethans (auch die Kraftstoffverwendung) berücksichtigt wurden, was auch den hohen Abfall-/Reststoffanteil erklärt.

Techniken

Die in Deutschland im Betrieb befindlichen Biogasanlagen unterscheiden sich hinsichtlich der Ausprägung der **Gärrestlagerung**, insbesondere in Abhängigkeit von der Anlagegröße sowie dem Inbetriebnahmejahr. Gemäß der Befragung von 900 Biogasanlagenbetreiber durch DBFZ (2013) für das Jahr 2012 gaben 32 % der Betreiber von Vor-Ort-Biogasanlagen an, die Gärreste offen zu lagern, 15 % eine Abdeckung zu haben und 51 % über eine technisch gasdichte Abdeckung zu verfügen. Bei etwa 2 % lagen Mischformen vor. Bezogen auf die installierte elektrische Gesamtanlagenleistung sollte der Anteil der technisch gasdicht abgedeckten Anlagen zum Jahresende 2014 vermutlich jedoch bereits über 80 % gelegen haben. Bei den Biomethananlagen ist davon auszugehen, dass diese in der Regel über eine technisch gasdichte Abdeckung des Gärrestlagers verfügen.

Hinsichtlich der **Biogasaufbereitungstechniken** ergab die Auswertung von 114 Anlagen (von insgesamt 144 Einspeisenden Ende2013) folgende Anteile, bezogen auf die Normeinspeisekapazitäten:

- | | |
|--|-------|
| ▶ Druckwasserwäsche (PWS): | 35 % |
| ▶ chemische Waschverfahren (Aminwäsche): | 31 %, |
| ▶ Druckwechseladsorption (PSA): | 23 %, |
| ▶ physikalisch-organische Waschverfahren | 8 % |
| ▶ und Membranverfahren | 3 %. |

Statistische Angaben zur **Abgasnachbehandlung** von Biomethananlagen liegen nicht vor. Durch die Auflagen des EEG und der GasNetzZugV für ab dem Jahr 2012 in Betrieb gegangene Anlagen und für davor mit Technologiebonus geförderte Anlagen/Anlagenleistung sind jedoch Ableitungen möglich: So sollten alle seit 2012 neu einspeisenden Aufbereitungsanlagen mit Druckwasserwäsche, Druckwechseladsorption, physikalisch-organischen Waschverfahren und Membranverfahren aufgrund ihres i. d. R. systembedingten Methanschlupfes größer als 0,5 über eine Abgasnachbehandlung verfügen (mindestens in Summe ca. 50.000 m³/h Aufbereitungskapazität). Dazu kommen schätzungsweise weitere mindestens 20.000 m³/h Aufbereitungskapazität durch früher gebaute Anlagen mit Technologiebonus. Insgesamt sollten damit schätzungsweise mehr als 70 % der installierten Aufbereitungskapazitäten Ende 2014 mit einer Abgasnachbehandlung ausgestattet sein.

Als **BHKW-Technik** werden i. d. R. sowohl Gas-Otto-Motoren als auch Zündstrahlmotoren eingesetzt. Nach DBFZ (2014)³⁹ basieren 75 % der BHKW auf Gas-Otto-Motoren und 25 % auf Zündstrahltechnik (DBFZ 2014). Gas-Otto-Motoren, welche durch höhere Gesamtwirkungsgrade geringere Schadstoffemissionen gekennzeichnet sind, werden zumeist in oberen Leistungsklassen (über 250 kWel) eingesetzt, Zündstrahlmotoren eher bei darunter liegenden Leistungen. Den Berechnungen zugrunde liegt ein mit einem elektrischen Wirkungsgrad von 36 % und einem thermischen Wirkungsgrad von 40 %.

Festgelegte Basispfade und Varianten

Der Auswahl der im Rahmen dieser Studie erarbeiteten Basisdatensätze liegen im Wesentlichen die vorangegangenen Ausführungen zu Grunde. Tabelle 12 fasst diese zusammen und dokumentiert außerdem die Untervarianten, die neben dem jeweiligen Basispfad in der Datengrundlage berücksichtigt wurden. Da Importe bei Biogas keine Rolle spielen, begrenzt sich der geografische Raum auf Deutschland.

³⁹ Betreiberbefragung mit 1341 Antworten

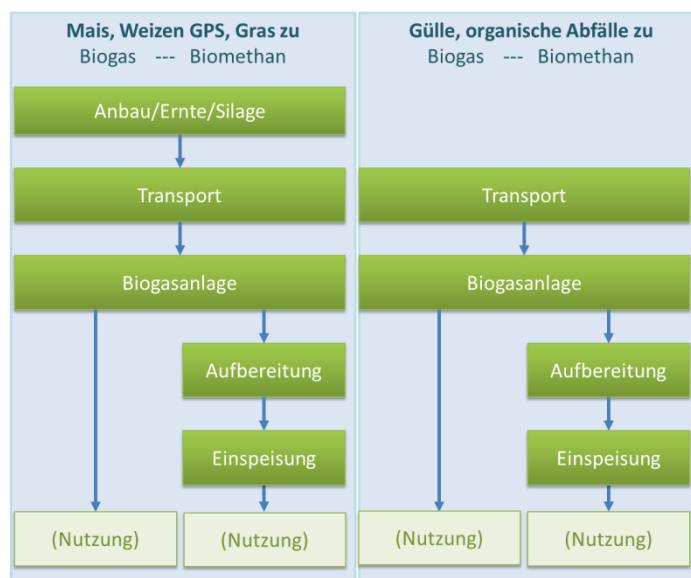
Tabelle 12: Im Forschungsvorhaben betrachtete Pfade für Biogas und Biomethan

Nr.		Rohstoff	Untervarianten (Basisvariante unterstrichen)
16	Biogas	Mais (Silage)	Gärrestlager: - offen / - <u>geschlossen</u> Strom: - aus eigener KWK / - <u>aus Netz</u> ja / <u>nein</u>
17		GPS-Silage (Weizen)	
18		Grasschnitt / Extensiv-Grünland	
19		Gülle	
20		organische Reststoffe (Biotonne)	
16a	Biomethan	Mais (Silage)	Gärrestlager: - offen / - <u>geschlossen</u> Aufbereitungstechniken: - <u>PWS</u> / - PSA / - Aminwäsche Restgasbehandlung - <u>ja</u> / nein ja / <u>nein</u>
17a		GPS-Silage (Weizen)	
18a		Grasschnitt / Extensiv-Grünland	
19a		Gülle	
20a		organische Reststoffe (Biotonne)	
20b		industrielle Reststoffe (Schlempe-Stroh-Gemisch)	

2.2.2 Wesentliche Parameter der Modellierung und Bilanzierung

Wenngleich die Basiseinstellungen für die Modellierung der Biogaspfade von den Berechnungen von JRC (2014) für die „typischen Werte“ vorgegeben sind, sind diese im Kontext der deutschen Situation durchaus zu diskutieren. Die Struktur der Pfade ist in Abbildung 36 zusammengestellt.

Abbildung 36: Struktur der untersuchten Biogas- und Biomethanpfade gemäß der Modellierung von JRC (2014)



Die wesentlichen Dateninputs werden im Anschluss kurz zusammengefasst. Dabei stehen folgende Fragen im Vordergrund:

- ▶ Welche Unterscheidungen lassen zwischen verschiedenen Reststoffen (aus Landwirtschaft, Verarbeitung oder Haushalten) in Bezug auf Biogaserträge, aber auch notwendigen Anlagenkonfigurationen begründen und welche unterschiedlichen Pfade sollten deswegen modelliert werden?
- ▶ Wird die reale Situation hinsichtlich der Emissionen ausreichend genau abgebildet mit
 - der Höhe der in den Standardwerten unterstellten Methanverluste bei offenem Gärrestlager
 - der Einstellung „off gas Combustion“ / „no off gas Combustion“
 - der Höhe der Methanverluste Fermenter und BHKW den Transportentfernungen
- ▶ Der Bonus für die Güllevergärung.

2.2.2.1 Stofflich begründete Unterscheidungen zwischen verschiedenen Reststoffarten

Generell werden die sogenannten Reststoffe in solche aus der Landwirtschaft (Gülle, Mist etc.) und aus technischen Prozessen unterschieden. In der folgenden Box wird analysiert, ob diese Kategorien für eine Differenzierung von Pfaden sinnvoll wären. Es zeigt sich, dass diese Grobkategorien in Bezug auf Gasbildung und damit bezüglich der unterschiedlichen Prozesseffizienz und Emissionsbilanz weit überlappen und in sich große Bandbreiten ausbilden. Sie lassen sich daher nicht als generelle Typen begründen. Im Folgenden werden daher beispielhafte typische Pfade gewählt, die ebenfalls aufgrund ihrer jeweiligen mengenmäßigen Bedeutung als repräsentativ für die Gruppe angesehen werden: Rindergülle für landwirtschaftliche Abfälle, Bioabfall für organische Abfälle und ein Gemisch aus Getreideschlempe mit Stroh als Beispiel für einen relevanten Einsatz industrieller Reststoffe.

2.2.2.2 Emissionen der Biogas/Biomethan-Anlagen

Bei der Erzeugung von Biogas wie auch der Aufbereitung zu Biomethan liegt eine Reihe von Emissionsquellen für Treibhausgase vor, deren Emissionsrelevanz je nach Ausgestaltung der Technik höher oder niedriger ausfällt. Die relevanten Quellen sind dabei

- ▶ der diffuse Verlust an Methan über die Gesamtanlage in Folge von Undichtigkeiten,
- ▶ das Gärrestlager (Gärreste enthalten Methanblasen, die bei der Lagerung allmählich austreten),
- ▶ Verluste beim energetischen Einsatz im BHKW und
- ▶ Verluste bei der Methanaufbereitung sowie Emissionen bei Nachverbrennung.

Gärrestlager

Gärreste werden üblicherweise mit den enthaltenen Nährstoffen auf die Felder zurückgeführt. Bei der vorherigen Lagerung können Restgasemissionen von Methan und Lachgasbildung erhebliche Beiträge zur Gesamt-THG-Bilanz des Biogases verursachen. Eine Minderung kann durch gekapselte Lagerung der Gärreste und Rückführung des Methans in das Biogas (nachfolgender Verbrennung) erreicht werden. Die Rechenwerte zur Beschreibung dieser Prozesse wurden von JRC (2014) übernommen (Tabelle 13). Bei geschlossenem Gärrestlager geht JRC von Nullmissionen aus.

Unterschiede bei den Gaserträgen verschiedener Gärsubstrate

Generell sind deutliche Unterschiede bei den Gaserträgen verschiedener Gärsubstrate festzustellen; diese ergeben sich aus den unterschiedlichen Organikgehalten und der unterschiedlichen Abbaubarkeit (siehe Abbildung 37).

Dabei spielen viele einerseits fördernde andererseits hemmende Faktoren in komplexer Weise eine Rolle. Außerdem gilt generell, dass eine günstige Mischung von Substraten (wie sie in der Praxis zumeist üblich ist) stets zu einem günstigerem Prozessablauf und damit höheren Gasertrag führt als eine in der Praxis auch sehr unübliche Einzelvergärung von Substraten. Dies würde gegen eine sehr detaillierte Differenzierung der Eingangsstoffe sprechen.

Betrachtet man das sehr unterschiedliche spezifische Verhalten, wie es in Abbildung 37 dargestellt ist, genauer, dann ließen sich folgende Rückschlüsse ziehen:

- ▶ Auf der Basis der für das tatsächliche Handling maßgeblichen Frischsubstanz (siehe lila Linie in der Grafik) bewegen sich die Gaserträge von landwirtschaftlichen Reststoffen und den meisten Prozessabfällen überwiegend in einer Bandbreite von 20 bis 90 und damit unterhalb 100 Liter Methan pro kg FS. Dabei gleichen sich hohe Organikanteile bei gleichzeitig geringen Abbauwerten (Mist/Gülle) gegenüber dem um-gekehrten Fall (wässrige Prozessabfälle wie Schlempen, Trester, Molke u. a.) aus.
- ▶ Allerdings erweisen sich verschiedene Substrate als besonders ungünstig; zu nennen wäre Schweinegülle, aber auch Molke, Schlempen und Rindergülle. Diese Substrate können in sinnvoller Form grundsätzlich nur mit starker Beimischung von trockenen organischen Materialien (NaWaRo, Stroh) fermentiert werden; Deutlich günstiger als alle anderen Substrate zeigen sich trockene und an Stärke, Fett oder Eiweiß reiche Abfällen (altes Brot, Rapskuchen, Altspeiseöl u.a.); diese erzielen Gaserträge oberhalb 300 Liter/kg Frischsubstanz.

Letztere sind jedoch keine typischen Inputs in Biogasanlagen, da sie in der Regel in höherwertiger Weise stofflich verwertet werden können (Futtermittel, chemischer Rohstoff, energetisch).

Abbildung 37: Gaserträge verschiedener landwirtschaftlicher Reststoffe (Gülle/Mist) und Reststoffe aus Verarbeitung bzw. Abfälle im Vergleich und in Relation zu den Organikgehalten; Berechnung des IFEU auf Datenbasis von KTBL.

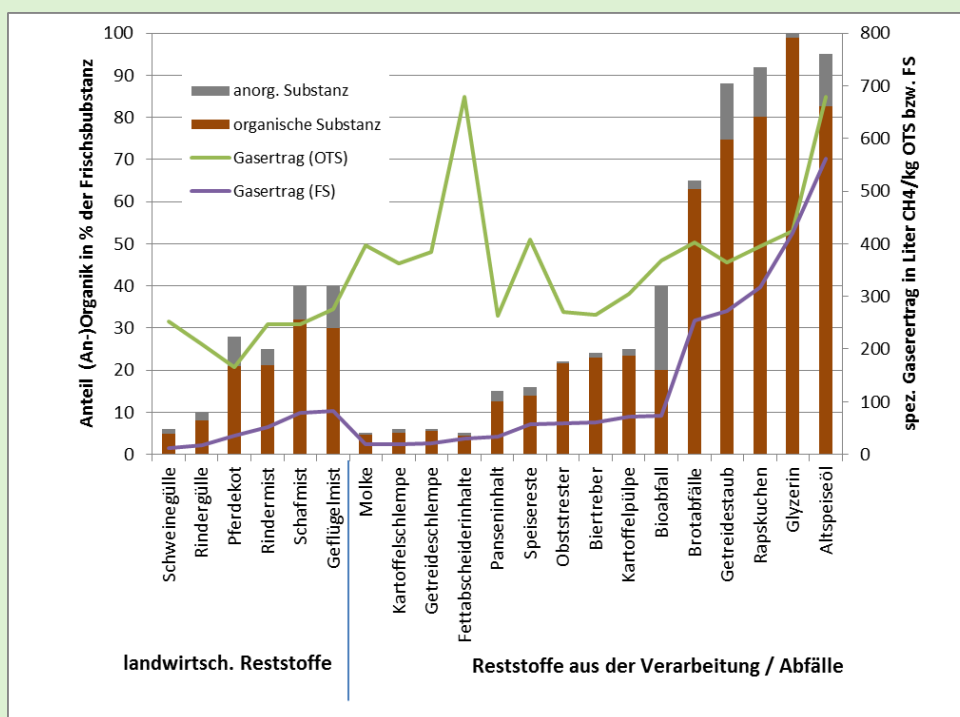


Tabelle 13: Emissionen für verschiedene Substrate aus offenen Gärrestlagern

Substrat	Emission Methan (CH ₄)		Emission Lachgas (N ₂ O) g/MJ Biogas
	g/MJ Biogas	in % des Gesamtaufkommens	
Maissilage	0,44	2,2	0,008
Gülle	2,0	10	0,066
Bioabfall	0,5	2,5	0,032

Bei Methan ging IFEU (2008) im Basisszenario von 2,5 % aus. Im Szenario mit hoher Emission wurden 15 % angesetzt, jeweils ohne Differenzierung zwischen NaWaRo und Wirtschaftsdünger.

Im Rahmen des im Jahr 2011 durchgeführten Experten-Workshops „Bioenergie - Datengrundlagen für die Statistik der erneuerbaren Energien und Emissionsbilanzierung“ wurden 0,1 % für gasdicht abgedeckte und 2,7 % für nicht gasdicht abgedeckte Gärrestlager als geeignete Ansätze für die Emissionsbilanzierung angesehen (UBA 2012a). Diese Werte liegen etwas höher als die in Tabelle 13 dargestellten Werte von JRC, die Unterschiede sind jedoch angesichts der gemessenen Bandbreiten eher gering. Neu bei JRC sind Emissionswerte für Lachgas, die nach der IPCC-Methode abgeleitet wurden. Es ist zu beachten, dass neben Methan und Lachgas auch Ammoniak aus dem Gärrestlager emittiert wird. Dies wird von JRC jedoch aufgrund der Konzentration auf Treibhausgase nicht berücksichtigt.

Bei der Variante „geschlossenes Gärrestlager“ wird die Restemission mit Null angesetzt. Dies ist eine nicht ganz unerhebliche Vereinfachung, da die verfügbaren Techniken insbesondere zur nachträglichen Abdeckung sehr unterschiedlich in ihrer Effizienz sind (FNR 2013). Bei Neuanlagen ist allerdings der Ansatz von „Nullemissionen“ als angemessen anzusehen. Für die Variante „geschlossenes Gärrestlager“ wird im Übrigen die Miterfassung dieser vermiedenen Verluste eingerechnet, die Erträge liegen damit gegenüber der „offenen“ Variante entsprechend um die Faktoren 1,022 (Maissilage) bis 1,1 (Gülle) höher. Für die THG-Bilanzierung bleiben jedoch eindeutig die CH₄-Emissionen bestimmend.

Diffuse Methanverluste von Fermenter sowie sonstiger Anlagenteile

Die vorliegenden Basisdaten, die zur Berechnung der aktualisierten Standardwerte (JRC 2014) verwendet werden, beinhalten keine diffusen Methanverluste der Gesamtanlage.

IFEU geht dagegen im Gesamtkomplex über Undichtigkeiten, Flanschverbindungen etc. von pauschal 1 % Verlust aus, der im realen Betrieb typischer Anlagenkonstellationen nicht zu vermeiden ist. Dieser Wert wurde auch im Rahmen des UBA-Workshops „Bioenergie - Datengrundlagen für die Statistik der erneuerbaren Energien und Emissionsbilanzierung“ bestätigt (UBA 2012a). Er wird somit auch im Rahmen dieses Projekts angewandt, was jedoch zu einer Abweichung gegenüber den Werten von JRC (2014) führt.

Methanverluste BHKW

Hier geht JRC (2014) von 1,7 % Methanschluß des BHKW aus, abgeleitet auf Basis von Liebetau et al. (2010) und Boulamanti (2013). Dies stimmt auch mit den Messungen von DBFZ/vTI/gewitra (2011) überein, die Werte zwischen 1,8 % für Gas-Otto- und 1,4 % für Zündstrahlmotoren (Mittelwert von 2 Motoren) sowie im Mittel der insgesamt 10 Motoren 1,74 % nennen.

Messungen des Bayerischen LfU (2006) an verschiedenen Motoren liegen dagegen deutlich niedriger. Im Ergebnis emittieren Gasmotor-BHKW danach im Mittel $290 \text{ mg C}_n\text{H}_m/\text{m}^3$, während Zündstrahlmotor-BHKW mit $560 \text{ mg C}_n\text{H}_m/\text{m}^3$ demgegenüber fast doppelt so hoch liegen.⁴⁰ Dabei wird angenommen, dass es sich bei C_nH_m überwiegend um Methan handelt. Die $290 \text{ mg C}_n\text{H}_m/\text{m}^3$ entsprächen bei linearer Umrechnung einem Methanschlupf von 0,47 % bezogen auf den Methaninput.

Auch wenn der Emissionswert von JRC somit eher als hoch einzuschätzen ist, wird er hier übernommen. Sein Einfluss auf das Gesamtergebnis ist bei der Variante Vor-Ort-Verstromung von Biogas durchaus relevant (die nicht im Rahmen dieses Gutachtens einbezogen ist). Er ist es nicht, wenn die Biogasnutzung nur der internen Prozessenergiebereitstellung dient.

Verluste bzw. Schlupf bei der Methanaufbereitung

Der Basiswert an Methanschlupf über die Aufbereitung wird von JRC (2014) mit 3 % angesetzt. Dies wird ohne genauere Erklärung aus den Bandbreiten der verschiedenen Techniken abgeleitet, die sich gemäß JRC nach verschiedenen Literaturangaben, so darstellen:

- ▶ PSA (Pressure Swing Absorption): 1 – 10 %
- ▶ PWS (Pressure Water Scrubbing): 0,5 – 2 %
- ▶ Physikalische Absorption: 1 – 4 %
- ▶ Chemische Absorption: ca. 0,1 %
- ▶ Membranverfahren: 1 – 15 %
- ▶ Kryogenes Verfahren: 0,1 – 2 %

In Deutschland dominieren wie in Abschnitt 2.2.1 beschrieben, die Druckwasserwäsche (PWS), die Aminwäsche sowie die Druckwechseladsorption (PSA). Zieht man als Quellen FNR (2013), IWES (o.J.) oder DVGW (2009) heran, so lassen sich diese Verlustraten genauer präzisieren. Für die vorliegende Arbeit wird an diesem Punkt daher vom JRC-Ansatz pauschal 3 % abgewichen: anhand der drei ausgewählten technischen Varianten werden folgende prozentualen Methanverluste angesetzt:

- ▶ PWS 1,5 %
- ▶ PSA 2,0 %
- ▶ Aminwäsche 0,1 %

Als Basisvariante wird die PWS als häufigste angewandte Technik in Deutschland definiert.

Emissionen bei Nachverbrennung

Bei der Einstellung "off gas Combustion" (nur bei PWS und PSA) wird der Methanschlupf auf Null reduziert. Dies ist eine gewisse Vereinfachung, die jedoch akzeptabel ist. IFEU setzt für eine technisch einwandfreie Nachoxidation eine Restemission von 0,01 % an. Für das Gesamtergebnis ist diese abweichende Annahme ohne relevante Auswirkungen.

⁴⁰ Die höhere Emission bei der Zündstrahltechnik gegenüber dem Gasmotor ist angesichts der Verbrennungstechnik auch zu erwarten; die Ergebnisse von DBFZ/gewitra dagegen liegen umgekehrt.

2.2.2.3 Weitere Aspekte

Transportentfernungen

In den vorliegenden Basisdaten, die zur Berechnung der aktualisierten Standardwerte verwendet werden, werden als Transportdistanzen für die Substrate bis zur Biogasanlage folgende Annahmen getroffen (Angaben jeweils als einfache Distanz und mit 40-t-Lastzug):

- ▶ 20 km für Maissilage
- ▶ 5 km für Gülle
- ▶ 20 km für Bioabfall

DBFZ (2013) hat mittels Betreiberbefragungen für das Jahr 2012 mittlere Transportentfernungen von 6 bis 8 km bei Maissilage und 2 bis 6 km bei Rindergülle ermittelt. Untersuchungen von Zörner (2010) und dem Fachverband Biogas (2011) kommen zu ähnlichen Distanzen, die in dieser Größenordnung keine besonders großen Beiträge zu den Emissionsfaktoren der Pfade leisten sollten.

Somit können die oben genannten Entfernungen für eine bundesweit typische Situation mit leicht konservativem Charakter übernommen werden.

Bonus für Güllevergärung zu vermiedener Methan- und Lachgasemission

Die Lagerung von unvergorener Gülle gilt als intensive Quelle von Methanemissionen, die erheblich reduziert werden können, wenn die Gülle über einen Biogasreaktor vergoren wird. JRC (2014) rechnen für die vermiedene Freisetzung von Methan sowie für Lachgas die jeweils zu erteilende Boni wie folgt (siehe auch Abschnitt 1.1.3.4):

- ▶ *Methan*: 3,5 g CH₄/MJ Biogas.
- ▶ *Lachgas*: 0,066 g N₂O/MJ Biogas.

Diese Boni haben massiven Einfluss auf die Ergebnisse: sie führen zu „negativen“ THG-Emissionen für den Pfad der Biogasherstellung aus der Güllevergärung. So wird z. B. aus einer Bilanz für Biomethan aus Gülle von 17 g CO₂Äq/MJ durch einen Bonus von 110 CO₂Äq/MJ ein Endergebnis von -93 CO₂Äq/MJ. Vom Grundsatz wäre dies zunächst zu begrüßen, insofern damit die tatsächlichen Effekte durch vermehrte Güllevergärung honoriert würden. Andererseits muss man sich über die Unschärfe dieser Zahl bewusst sein. Ihr hoher Betrag steht dabei nicht im rechten Verhältnis der Genauigkeit, mit der ansonsten die THG-Berechnungen durchzuführen sind. Das Hauptproblem dieser Boni liegt jedoch in der Frage, wie die konkrete Berechnung bei gemischten Substraten umgesetzt wird. JRC (2014) weist hierzu die Möglichkeit einer auf der Basis der theoretischen Gaserträge errechneten Mittelwerte (Saldierung) aus. Mit dem „Gülle-Bonus“ in der Rechnung ließe sich damit jedoch jede Art von „ungünstiger“ Substratmischung auf ein „günstiges“ Niveau mitteln. Aus diesem Grund ist der Bonus nicht Bestandteil des Basiswerts, sondern eine Variante im Tool.

2.2.2.4 Zusammenfassende Einschätzung der Übertragbarkeit der JRC-Ansätze auf die deutschen Situation

Die Übertragbarkeit der Annahmen und Hintergrunddaten, die JRC (2014) zur Berechnung der THG-Emissionen für Biogas und Biomethan angesetzt hat, wurde in den vorausgehenden Abschnitten bereits verschiedentlich bewertet. In einzelnen Punkten wie der variablen Höhe des Methanschlupfs je nach Technik des Aufreinigungsverfahrens sowie bei Umgang mit dem Gülle-Bonus wurde in dieser Arbeit von der Vorgehensweise von JRC abgewichen. Alles in allem sind die Vorgaben von JRC jedoch gut auf die deutsche Situation übertragbar.

2.2.3 Ergebnisse für Biogas und Biomethan

In Tabelle 14 werden die summarischen Ergebnisse für alle Biogas-Basispfade (Definition siehe Tabelle 12) zusammengestellt. Tabelle 15 enthält die entsprechenden für Biomethan. Im Anhang des Berichts finden sich umfassende Tabellen, differenziert nach den einzelnen Modulen „Anbau“, „Transport“ und „Verarbeitung“.

Vergleicht man die **THG-Emissionen** der verschiedenen Rohstoffpfade, lassen sich zunächst die zwei Gruppen aus NaWaRo (26 bis 29 g CO₂Äq/MJ) und aus Abfällen/Rückständen (12 bis 14 g CO₂Äq/MJ) deutlich unterscheiden. Das insgesamt beste Resultat erzielt Biogas aus Gülle. Bezieht man den Bonus für vermiedene CH₄ und N₂O ein, erreicht der Pfad sogar einen Wert von -90 g CO₂Äq/MJ. Das ungünstigste Ergebnis weist Biogas aus Grasschnitt auf, was vor allem am vergleichsweise hohen Bereitstellungsaufwand liegt (geringe Ernte, dennoch Aufwand für Düngung und Mahd und eher geringer Gasertrag). Landnutzungsänderungen (Grünlandumbruch) wirken sich nur in geringem Umfang aus und liegen in einer Bandbreite von 1,4 CO₂Äa/MJ Mais-Biogas bis 2,7 g CO₂Äa/MJ Weizen-Biomethan.

Betrachtet man die **NO_x-Emissionen** so zeigen sich insgesamt geringere Unterschiede zwischen den Pfaden, da der größere Beitrag aus der Verarbeitung (Strom aus dem Netz und Dampf aus Biogaskessel) entstammt die bei allen Pfaden in etwa ähnlich aufwändig ist. Die Bandbreite verläuft hier von Gülle (22 mg/MJ) zu Grasschnitt (60 mg/MJ).

Bei den **Stäuben** zeigt sich ein ähnliches Muster wie bei NO_x mit dem Unterschied, dass der relative Abstand zwischen NaWaRo (max. 3,1 mg/MJ bei Grasschnitt) und Gülle/Bioabfall (0,9 mg/MJ bei Gülle) etwas größer ist. Feinstaub (PM10) macht zwischen 76 % (Weizen-GPS) und 97 % (Gülle, Bioabfall) vom Gesamtstaub aus.

Zu beachten sind die hohen Emissionen von **Ammoniak** bei den NaWaRo-Pfaden (Höchstwert bei Grasschnitt: 65 mg/MJ), die als Feldemissionen aus der Düngieranwendung entstammen. Alle übrigen Quellen sind demgegenüber eher unbedeutend, wobei für zwei potenziell relevante Quellen (NH₃-Emissionen aus ungeschlossener Gärrestlagerung und aus der Handhabung von Gülle) mangels geeigneter Datengrundlagen keine Emissionen einbezogen wurden. In der Basisvariante sind diese Datenlücken wenig relevant, in der Variante „geschlossenes Gärrestlager“ kann diese Datenlücke eine erhebliche Unterschätzung bedeuten. Emissionen aus der Güllehandhabung wären eher analog zu CH₄/N₂O-Emissionen zu betrachten, d. h. es wäre auch ein NH₃-Bonus zu erteilen.

Der **Primärenergieverbrauch** wird in der Gesamtsumme erwartungsgemäß vom biogenen Rohstoff (KEA_{bio}) dominiert und liegt daher bei Biogas aus Grasschnitt wegen der vergleichsweise geringen Gaserträge am höchsten (KEA_{gesamt}: 2,27 MJ/MJ). Der KEA_{fossil} dagegen zeigt in etwa das gleiche Muster wie die Treibhausgasemissionen mit maximal 0,22 MJ/MJ bei Grasschnitt und minimal 0,092 MJ/MJ bei Gülle.

Erwähnt seien noch die **Flächenverbräuche**, die nur bei den NaWaRos relevant sind. Auch hier liegt der höchst Wert beim Grasschnitt (0,154 m²/MJ), wovon sich 80 % auf Fläche der Hemerobiekategorie IV und 20 % auf Klasse V verteilen. Mais benötigt nur 0,0644 m²/MJ, davon sind jedoch 90 % in der naturfernen Klasse VI.

Die Ergebnisse für **Biomethan** verhalten sich erwartungsgemäß in analoger Weise zu denen für Biogas, da von gleichen Aufwendungen des jeweiligen Biogases zur Methanqualität ausgegangen wird. Diese führen zu etwa 14 g/MJ höheren THG-Emissionen gegenüber den jeweiligen Biogaspfaden. Bei den NO_x-Emissionen liegen die Biomethan etwa um 40 mg/MJ über den entsprechenden Biogaspfaden. Beim KEA_{fossil} beträgt der Unterschied etwa 160 MJ/MJ.

Für Biomethan wurde zusätzlich ein Pfad auf der Basis industriell erzeugter organischer Reststoffe erstellt. Beispielhaft dafür wurde Getreideschlempe aus der Ethanolherstellung gemischt mit Stroh bilanziert. Dieser in der Praxis für Biomethan im Kontext der Kraftstoffbereitstellung mengenrelevante Ansatz weist gegenüber den anderen Pfaden niedrigere Emissionen auf, was vor allem darauf beruht, dass hier im Unterschied zu den anderen Pfaden von der vollständigen Energieversorgung des Prozesses über ein Biogas-HKW ausgegangen wurde, da dies bei der dem Pfad real zu Grunde liegenden Anlage der Fall ist.

Tabelle 14: Emissions- und Verbrauchsfaktoren der Basisvarianten für Biogas

	Einheit	Mais	Weizen GPS	Gras-schnitt	Gülle	Bioabfall
CO ₂ fossil	g/MJ	12,8	12,8	15,2	6,47	8,49
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	1,73	2,42	0	0	0
CH ₄ fossil	g/MJ	0,0257	0,0256	0,0293	0,0138	0,0184
CH ₄ bio	g/MJ	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20
N ₂ O	g/MJ	0,0314	0,0265	0,0282	0,0002	0,0003
Σ CO₂Äq o.LUC	g/MJ	27,8	26,4	29,3	11,90	14,00
Σ CO₂Äq	g/MJ	29,5	28,8	29,3	11,9	14
SO ₂	mg/MJ	20,7	20,6	21,7	13,2	18,2
NO ₂	mg/MJ	55,2	42,1	60	22,3	27
CO	mg/MJ	12,4	8,87	14	2,97	3,42
NM VOC	mg/MJ	3,37	1,94	3,95	0,311	0,191
PM10	mg/MJ	2,39	1,79	2,54	0,869	1,17
Gesamtstaub	mg/MJ	2,94	2,5	3,13	0,902	1,22
NH ₃	mg/MJ	49,5	58,6	64,9	0,0113	0,0131
KEA fossil	kJ/MJ	180	180	220	89,8	118
KEA bio	kJ/MJ	1.550	1.620	2.040	0	0
KEA EE	kJ/MJ	11,4	6,69	14,6	2,33	1,46
KEA Kern	kJ/MJ	0,36	0,29	0,46	0,04	0,00003
KRA	g/MJ	270	278	317	1810	294
Wasser	kg/MJ	0,289	0,285	0,287	0,222	0,310
Fläche IV	m ² /MJ	0	0	0,123	0	0
Fläche V	m ² /MJ	0,006	0,036	0,031	0	0
Fläche VI	m ² /MJ	0,058	0,0542	0	0	0
Fläche VII	m ² /MJ	<0,000001	<0,000001	<0,000001	<0,000001	<0,000001

a) aus Landnutzungsänderungen

Tabelle 15: Emissions- und Verbrauchsfaktoren der Basisvarianten für Biomethan

	Einheit	Mais	Weizen GPS	Gras- schnitt	Gülle	Bioabfall	Schlempe/ Stroh
CO ₂ fossil	g/MJ	24,5	24,5	27,2	17,3	19,7	7,87
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	1,95	2,74	0	0	0	0
CH ₄ fossil	g/MJ	0,0511	0,051	0,0552	0,0377	0,043	0,0173
CH ₄ bio	g/MJ	0,2260	0,2260	0,2260	0,2260	0,2280	0,0304
N ₂ O	g/MJ	0,0359	0,0303	0,0323	0,0007	0,0008	0,00045
Σ CO₂Äq o.LUC	g/MJ	42,2	37,8	44,3	24,20	26,7	10,1
Σ CO₂Äq	g/MJ	44,1	40,5	44,3	24,2	26,7	10,1
SO ₂	mg/MJ	45,7	45,9	46,9	37,3	43	17,5
NO ₂	mg/MJ	98,3	86,6	109	61,2	67,1	32,7
CO	mg/MJ	20,7	17,3	24,3	10,1	10,9	7,48
NM VOC	mg/MJ	4,09	2,67	5,3	0,639	0,526	0,44
PM10	mg/MJ	4,13	3,49	4,58	2,42	2,77	1,13
Gesamtstaub	mg/MJ	4,81	4,35	5,31	2,51	2,87	1,17
NH ₃	mg/MJ	55,9	66,2	73,3	0,0264	0,0285	0,0109
KEA fossil	kJ/MJ	343	348	387	241	273	0,606
KEA bio	kJ/MJ	1.750	1.830	2.300	0	0	0
KEA EE	kJ/MJ	13	8,97	16,5	2,69	1,69	0,149
KEA Kern	kJ/MJ	0,404	0,358	0,52	0,0493	<0,0001	<0,0001
KRA	g/MJ	312	320	363	2.050	302	632
Wasser	kg/MJ	0,711	0,707	0,71	0,636	0,737	0
Fläche IV	m ² /MJ	0	0	0,139	0	0	0
Fläche V	m ² /MJ	0,00728	0,0408	0,0349	0	0	0
Fläche VI	m ² /MJ	0,0655	0,0612	0	0	0	0
Fläche VII	m ² /MJ	<0,00001	<0,00001	<0,00001	<0,00001	<0,00001	<0,00001

a) aus Landnutzungsänderungen

2.2.4 Ergebniseinordnung

Die BioEm-Ergebnisse (ohne Landnutzungsänderungen und Güllebonus) werden im Folgenden den Emissionsfaktoren aus anderen wesentlichen Quellen am Beispiel der Treibhausgase und Stickoxide gegenübergestellt (siehe Tabelle 16 und Abbildung 38). Das im Jahr 2013 im Kraftstoffsektor verwendete Biomethan, welches vorwiegend auf den Einsatz von Produktionsabfällen/Reststoffen (dabei Schlempe/Stroh vermutlich mit hohem Anteil) beruht, hat nach Auswertungen der BLE einen

durchschnittlichen EF von etwa 25 g CO₂Äq/MJ Biomethan (BLE 2014) und liegt damit mehr als doppelt so hoch wie der in BioEm ermittelte Wert für ein Schlempe/Stroh-Gemisch. Dieser Unterschied ist teilweise darauf zurückzuführen, dass die Systemgrenze des Biomethans hier im BioEm-Projekt mit der Einspeisung in das Gasnetz endet (bzw. der direkten Zuführung für eine Strom-und/oder Wärmenutzung). Die an die BLE gelieferten Werte wurden ausschließlich als Biokraftstoffe ausgewiesen und mussten bei der THG-Berechnung korrekterweise den Aufwand der Lieferung bis zur Tankstelle und die Verdichtung auf 250 bar einberechnen.

Bei den NO_x-Emissionen entspricht die Reihenfolge der Pfade weitgehend der der Treibhausgasemissionen, wobei der Pfad Schlempe etwas günstiger als Gülle abschneidet. Insgesamt liegen die Pfade in einer Bandbreite von 30 mg/MJ und 80 mg/MJ.

Verglichen mit GEMIS (Mais und Gülle) und Ecoinvent (nur Gülle zu Biomethan) liegen die BioEm-Werte tendenziell höher, was vor allem auf die Emissionen aus der Strombereitstellung (Marginalmix) in Verbindung mit dem höheren Stromverbrauch zurückzuführen ist. Als Vergleichsbasis dienen die typischen Werte der RED (2009), die korrespondierenden Berechnungen von JRC (2014) (mit Güllebonus), die Auswertung der BLE (2014) sowie entsprechende Werte aus GEMIS 4.93 und Ecoinvent (v2). Zur Vergleichbarkeit werden in den folgenden Darstellungen bei den BioEm-Werten die Emissionen aus den Landnutzungsänderungen außer Acht gelassen.

Tabelle 16: BioEm-Basisdatensätze zu Biogas und Biomethan im Vergleich mit anderen Datenquellen für THG- und NO_x-Emissionen

		BioEm	JRC 2014	RED 2009	BLE 2014	GEMIS 4.93	Ecoinvent v2
Treibhausgase		g CO ₂ Äq/MJ					
Biogas	Mais	29,5	22,4	-	-	31,5	-
	Gülle	11,9	-91 (7,2) ^{a)}	-	-	9,5	8,7
	Bioabfall	14,0	8,7	-	-	4,5	-
Biomethan	Mais	44,1	29,7	-	-	-	-
	Gülle	24,2	-100,3 (16,1) ^{a)}	13	-	-	-
	Bioabfall	26,7	13,9	17	25 ^{b)}	23,9	-
Stickstoffoxide (NO_x)		mg / MJ					
Biogas	Mais	55,2	-	-	-	61,0	-
	Gülle	22,3	-	-	-	14,5	60,0
	Bioabfall	27,0	-	-	-	27,6	-
Biomethan	Mais	98,3	-	-	-	-	-
	Gülle	61,2	-	-	-	-	-
	Bioabfall	67,1	-	-	-	18,8	-

a) In Klammern die Werte ohne Bonus

b) Summenwert für Biomethan mit >90 % Anteil Abfall/Reststoff als Ausgangsstoff

Bei den **Treibhausgasemissionen** liegen die BioEm-Werte aufgrund des pauschal angesetzten diffusen Verlusts von 1 % Methan grundsätzlich etwas höher als die Emissionswerte von JRC (2014). Kleinere Beiträge zu Abweichungen beruhen auf weiteren Anpassungen an die für Deutschland typischen Technikdaten bei der Biomethanaufbereitung. Anders als JRC, das als Stromverbrauch einen vergleichsweise niedrigen Wert (in der Höhe typisch für Aminwäsche) nimmt, setzt das Gutachten

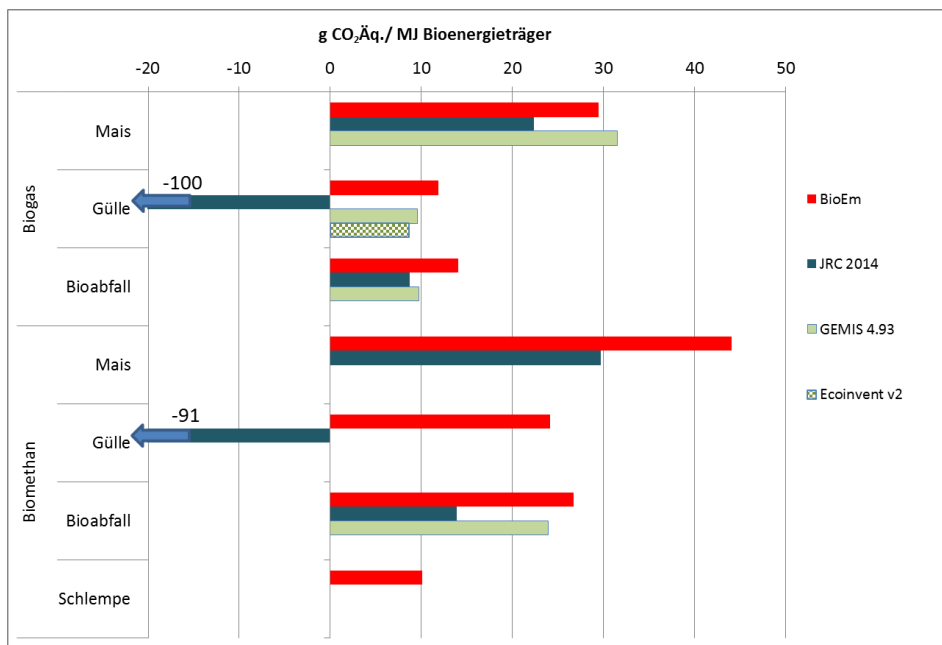
hier das etwas stromintensivere PWS-Verfahren als Basisvariante an. Dies führt zu etwa 7 g CO₂Äq/MJ in den BioEm-Ergebnissen gegenüber denen von JRC. Bei der Untervariante *Aminwäsche* egalisieren sich die Unterschiede. Einen kleinen Beitrag zur Abweichung (in die umgekehrte Richtung) liefert außerdem der niedrigere Methanverlust (hier 1,5 % für PWS, statt 3 % pauschal bei JRC). Die Werte aus GEMIS für Biogas (Mais, Gülle) liegen deutlich über den BioEm-Berechnungen. Die ecoinvent-Angabe zu Biogas auf Güllebasis liegt in der Größenordnung des BioEm-Ergebnisses.

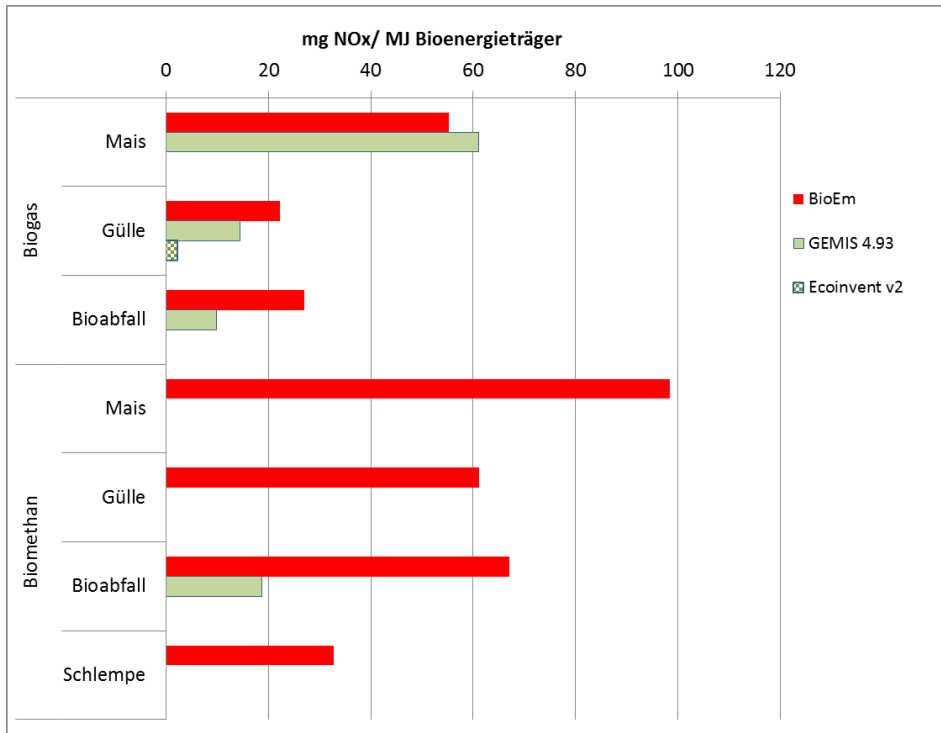
Das im Jahr 2013 im Kraftstoffsektor verwendete Biomethan, welches vorwiegend auf den Einsatz von Produktionsabfällen/Reststoffen (dabei Schlempe/Stroh vermutlich mit hohem Anteil) beruht, hat nach Auswertungen der BLE einen durchschnittlichen EF von etwa 25 g CO₂Äq/MJ Biomethan (BLE 2014) und liegt damit mehr als doppelt so hoch wie der in BioEm ermittelte Wert für ein Schlempe/Stroh-Gemisch. Dieser Unterschied ist teilweise darauf zurückzuführen, dass die Systemgrenze des Biomethans hier im BioEm-Projekt mit der Einspeisung in das Gasnetz endet (bzw. der direkten Zuführung für eine Strom-und/oder Wärmenutzung). Die an die BLE gelieferten Werte wurden ausschließlich als Biokraftstoffe ausgewiesen und mussten bei der THG-Berechnung korrekterweise den Aufwand der Lieferung bis zur Tankstelle und die Verdichtung auf 250 bar einberechnen.

Bei den **NO_x-Emissionen** entspricht die Reihenfolge der Pfade weitgehend der der Treibhausgasemissionen, wobei der Pfad *Schlempe* etwas günstiger als Gülle abschneidet. Insgesamt liegen die Pfade in einer Bandbreite von 30 mg/MJ und 80 mg/MJ.

Verglichen mit GEMIS (Mais und Gülle) und Ecoinvent (nur Gülle zu Biomethan) liegen die BioEm-Werte tendenziell höher, was vor allem auf die Emissionen aus der Strombereitstellung (Marginalmix) in Verbindung mit dem höheren Stromverbrauch zurückzuführen ist.

Abbildung 38: Ergebnisse für die Basispfade Biogas und Biogasmethan für THG (oben) und NO_x (unten) im Vergleich mit anderen Datenquellen





2.3 Feste Bioenergieträger

2.3.1 Auswahl der für Deutschland relevanten Pfade

Abhängig vom Verbrauchssektor, was/der auch mit der Anlagengröße und -technik korrespondiert, ist die Ausprägung der biogenen Festbrennstoffnutzung in Deutschland sehr unterschiedlich. So verwenden private Haushalte überwiegend Scheitholz (RWI 2013, S. 50 ff.), schwerpunktmäßig auf Basis von Waldholz (insbesondere Stämme). Daneben werden mit steigender Tendenz Holzpellets/-briketts eingesetzt (DEPV 2014). Der Einsatz von Holzhackschnitzel beschränkt sich dagegen auf die Beheizung einzelner größerer Wohngebäude bzw. über Nahwärme versorgte Wohngebäude. Im Gewerbe-Handel-Dienstleistungs-Sektor dominieren dagegen Holzhackschnitzel, basierend sowohl auf Waldhölzern (wiederum Stämme und Einschlagreste) als auch Industrieresthölzern. Auf deutlich geringerem Niveau werden ebenfalls Scheithölzer (insb. Produktionsabfälle) und Holzpellets/-briketts eingesetzt. (ISI/GfK/BASE/IREES/IFE 2013) Im Industriesektor (Anlagen zur ausschließlichen Wärmeversorgung) werden in der Regel im eigenen Produktionsprozess anfallende Holzreste, vorwiegend als Hackschnitzel aufbereitet, energetisch genutzt.

Bedeutung der Begrifflichkeiten „Stammholz“, „Waldrestholz“, „Industrierestholz“

Mit Blick auf die Modellierung der Pfade bedeuten die verwendeten Kategorien für Holzrohstoffe folgendes:

- ▶ Stammholz („round wood“): beansprucht waldbauliche Arbeiten (Diesel), sowie vor dem Abtransport des Holzes einen Trocknungsschritt (seasoning)
- ▶ Waldrestholz („forest residues“) beansprucht den Sammelprozess des Restholzes inklusive des Schlagens und Spaltens von Baumstümpfen und ebenso vor dem Abtransport des Holzes einen Trocknungsschritt (seasoning).
- ▶ Industrierestholz („Industry residues“), hierbei wird von Sägemehl als Input ausgegangen, wobei keine Vorlasten an-gerechnet werden. Allein die Verarbeitung zu Pellets (Briketts) wird angerechnet.

Zur Stromerzeugung bzw. zur gekoppelten Strom- und Wärmeerzeugung werden insbesondere Althölzer, Industrieresthölzer und in geringem Umfang auch Waldhölzer – jeweils in Form von Holzhackschnitzel – eingesetzt (DBFZ 2014, S. 90), ebenfalls mit Ausnahme von Altholz für die netzbasierte Wärmeerzeugung/-versorgung. Dazu kommen in diesem Bereich in geringem Maße Holzpellets.

Über alle Verbrauchssektoren betrachtet, spielen bei der energetischen Holznutzung in Deutschland Scheithölzer (insbesondere auf Basis von Stämmen, siehe Mantau (2012)), Holzhackschnitzel (auf Basis von Industrierestholz, Waldrestholz und Althölzern) und Pellets, basierend insbesondere auf Industrieresthölzern und teilweise Waldrestholz, eine Rolle. Holz aus Kurzumtriebsplantagen ist bislang dagegen bedeutungslos (BR 2014, S. 74). Halmartige Festbrennstoffe haben (nach wie vor) insgesamt nur eine sehr geringe Relevanz, sowohl im Zuge der Reststoffverwertung (Stroh in Form von Ballen bzw. pelletiert) als auch im Zuge des Energiepflanzenanbaus (Miscanthus etc.) (BR 2014, S. 74).

Somit konzentriert sich die Auswahl der im Rahmen dieser Studie erarbeiteten Basispfade und Varianten auf Scheitholz (bei JRC (2014) nicht berücksichtigt, Errechnung eines eigenen Datensatzes wird jedoch als sinnvoll erachtet; siehe umseitige Box), Holzhackschnitzel und Holzpellets. Als Ausgangsmaterial werden Stammholz für Scheitholz, Stammholz, Waldholzrestholz, KUP-Holz und Industrierestholz sowohl für Holzhackschnitzel als auch Pellets, sowie zusätzlich Altholz für Holzhackschnitzel betrachtet.

Separater Datensatz für Scheitholz - der bedeutendste Bioenergieträger in Deutschland und der Welt

Grundsätzlich ist zu erwarten, dass sich für die Bereitstellung von Scheitholz nahezu gleiche Emissionsfaktoren ergeben wie für Holzhackschnitzel. Die Prozessketten für beides unterscheiden sich potenziell in einem etwas geringeren Aufwand des Spaltens gegenüber dem Hacken. Deutliche Unterschiede sind jedoch beim Transport zu sehen. Das JRC-Szenario mit den „kürzesten“ Distanzen (0 - 500 km) geht bei der Berechnung von 500 km aus. Dies ist bereits für Hackschnitzel ein hoher Mindestwert, für Scheitholz, welches keine überregionale Vermarktung in Deutschland und vielfach Eigenwerbung aufweist, ist der Wert definitiv zu hoch. Die gilt auch, wenn für das Kürzen und Spalten der Stämme zu Scheiten nochmals deutlich höherer Verarbeitungsaufwand angerechnet wird.

In der nachfolgenden vergleichenden Darstellung wird für Scheitholz von 50 km Transport ausgegangen.

Gegenüber den Standardwerten für Hackschnitzel aus Stammholz sowie aus Waldrestholz (beide mit 500 km gerechnet) ergeben sich in der Summe weniger als 50 % an Treibhausgasemissionen.

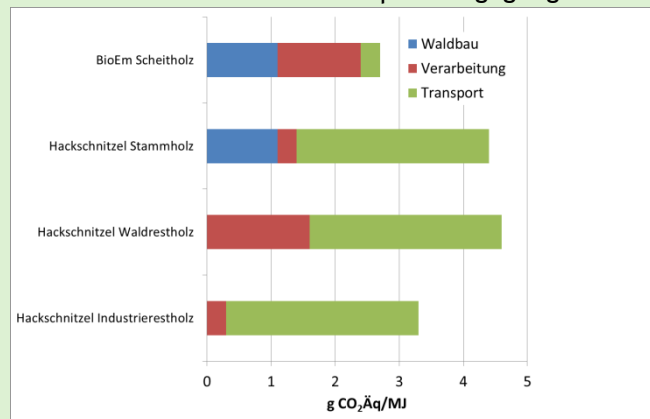


Abbildung 39: Typische THG-Emissionswerte für Hackschnitzel und berechnete Werte für Scheitholz; Daten: JRC (2014), Berechnung und Darstellung IFEU

Diese Darstellung zeigt bereits Gründe auf, die einen eigenen Datensatz für Scheitholz rechtfertigen. Weitere Argumente ergeben sich aufgrund des Emissionsverhaltens bei der Nutzung. Dies soll im Folgenden erläutert werden.

Gründe für separate Datensätze für Scheitholz und Hackschnitzel wegen Emission bei Nutzung.

Im Allgemeinen weist die Verfeuerung technisch getrockneter Holzhackschnitzel u.a. eine schadstoffärmere Verbrennung und eine höhere Leistung auf. Ein gutes Abbrandverhalten wird v. a. durch die Parameter Wassergehalt, Heizwert, Aschegehalt und Inertstoffgehalt beeinflusst.

Neben der Trocknung der Brennstoffe ist auch die Herkunft von Bedeutung. Allerdings hat die Feuerungsart einen deutlich höheren Einfluss auf die letztendlichen Emissionen als der eingesetzte Brennstoff. Als Größenordnung kann von 70 % Anteil der Feuerung und 30 % Anteil des Brennstoffs ausgegangen werden (IFEU, Öko-Institut 2011).

Technisch getrocknete Holzhackschnitzel haben gegenüber üblichen Holzbrennstoffen wie Scheitholz und naturgetrockneten Holzhackschnitzeln den Vorteil, dass sie mit vergleichsweise genauen Eigenschaften erzeugt werden können und somit eine hohe Produktqualität ermöglichen. Aus Kosten- und Effizienzgründen werden in Deutschland vorrangig technisch getrocknete Holzhackschnitzel verfeuert. Im Gegensatz dazu erfolgt die Verfeuerung von Scheitholz überwiegend in Kleinf Feuerungsanlagen wie Kaminöfen. Dies ist die per se emissionsstärkste Verfeuerungsart (insbesondere bei NO_x- und Staubemissionen). Bislang lagen dafür keine konkreten Grenzwerte in der BImSchV vor, nur für jene Anlagen mit höherer Leistung. Mit der Novellierung des BImSchG sind mittlerweile Grenzwerte für Kohlenmonoxid und Staub für Neuanlagen in Kraft getreten, die vor Inverkehrbringen der Geräte einzuhalten sind. Für alte Einzelraumfeuerungsanlagen gelten jedoch lange Übergangsfristen. Die Grenzwerte dafür sind weniger streng geregelt als jene für Neuanlagen.

Eine effizientere Art der Verfeuerung von Scheitholz sind Scheitholzkessel. Jedoch, selbst mit der effizientesten Feuerungstechnologie, entstehen auch hier signifikant höhere Emissionen im Vergleich zu Holzhackschnitzeln. Zentralheizungskessel für Scheitholz können eine weit höhere Spannweite z. B. bei Kohlenmonoxid-Emissionen aufweisen als jene für die Verbrennung von Holzhackschnitzeln (KTBL 2009). Im kleinen und

mittleren Leistungsbereich ist die Beschickung und Feuerungsführung noch wenig automatisiert und hängt vom Verhalten des Betreibers einer solchen Feuerungsanlage ab. So ist z. B. eine Scheitholzfeuerung nur wenig regelbar, ein optimales Emissionsverhalten ist nur bei voller Leistung möglich. Der Teillastbetrieb ist mit deutlich höheren Emissionen inkl. Geruchsemissionen und höherer Rauchentwicklung verbunden (UBA 2010).

Tabelle 17 fasst dies inklusive der Untervarianten zusammen. Die Datensätze für Pellets gelten wie bei JRC (2014) auch für Holzbriketts.

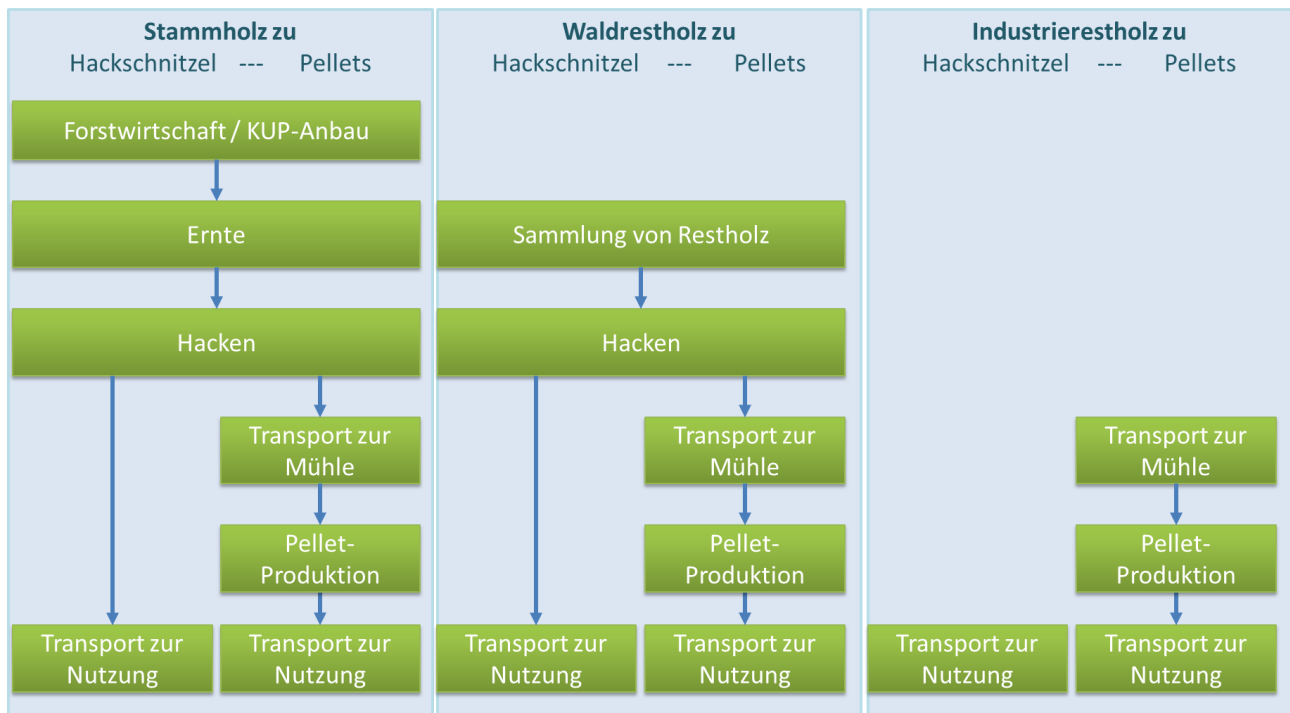
Tabelle 17: Betrachtete Pfade für feste Biomasse

Nr.	Rohstoff	Untervariante (Basisvariante unterstrichen)
21	Scheitholz	Stammholz Transportdistanz: - 50 km
22	Holzhack- schnittel	Waldrestholz Transportdistanzen: - 50 km
23		Pappel (KUP) - <u>500 km</u>
24		Stammholz - 2.500 km
25		Industrierestholz - 10.000 km
26		Altholz
27	Holzpellets	Waldrestholz Transportdistanzen: - 500 km
28		Pappel (KUP) - <u>2.500 km</u> - 10.000 km
29		Stammholz Prozessenergie: - <u>Erdgas-Kessel</u> - Erdgas-KWK
30		Industrierestholz - Holzhackschnitzel-Kessel - Holzhackschnitzel-KWK

2.3.2 Wesentliche Parameter der Modellierung und Bilanzierung

Für die festen Bioenergieträger werden ebenfalls die Basisannahmen von JRC (2014) übernommen. Die Struktur der Pfade ist in Abbildung 40 zusammengestellt. Die wesentlichen Dateninputs beinhaltet Tabelle 18.

Abbildung 40: Struktur der verschiedenen Pfade für die Bereitstellung fester Bioenergieträger gemäß der Modellierung von JRC (2014)



2.3.2.1 Waldbau, Kurzumtriebsplantage (KUP) und Holzernte

Für **Stammholz** werden gemäß JRC (2014) die Prozesse des Waldbaus von der Anzucht von Baumsetzlingen über Pflanzung, Durchforstung, Fällern und der Anlieferung bis zur Lagerung der Stämme einbezogen. Unter Heranziehung verschiedener Quellen rechnet JRC hierfür einen Dieselaufwand von 0,0107 MJ pro MJ Holz aus (2,82 Liter Diesel pro Tonne Stammholz).

Für **KUP** mit Pappeln setzen JRC die Daten von Franke et al. (2013) an und weisen 0,0126 MJ pro MJ Holz aus, was 3,34 Liter pro Tonne geerntetes Holz entspricht. Außerdem wird eine Startdüngung mit Gülle eingerechnet, was zu entsprechenden Lachgasemissionen führt (1,28 kg N₂O / (ha*a)).

Für **Waldrestholz** werden keine Aufwendungen für den Waldbau angenommen, jedoch für die Sammlung und Bündelung des Materials. JRC (2014) weist dazu 0,012 MJ Diesel pro MJ Holz aus, umgerechnet sind das 3,13 Liter Diesel pro Tonne gesammeltes und gebündeltes Holz.

Für **Scheitholz** wird in dieser Studie vom gleichen Aufwand ausgegangen wie für Stammholz.

2.3.2.2 Erzeugung von Holzhackschnitzeln, Pellets und Scheitholz

Holzhackschnitzel werden aus Stammholz, KUP-Holz sowie Waldrestholz jeweils am Standort der ersten Lagerung hergestellt. Der Aufwand wird in allen drei Fällen mit 0,00336 MJ Diesel pro MJ Hackschnitzel (mit 30 % Wassergehalt) angesetzt. Das sind etwa 1,5 Liter pro Tonne Hackschnitzel. Bei dem „Rückstand“ Industrierestholz geht JRC davon aus, dass das Material bereits in „Hackschnitzelqualität“ anfällt und keine weitere Aufbereitung benötigt. Für Altholz dagegen wird ein Zerkleinerungsschritt berücksichtigt.

Holzpellets werden bei JRC mit dem Modul „Pellet mill“ aus Hackschnitzeln bilanziert. Dabei wird beim Einsatz in die Mühle für „frisches“ Material aus Wald und KUP jeweils 50 % Wassergehalt angenommen. Bei Industrierestholz wird eine Mischung aus 60 % Material mit 50 % Wassergehalt und

40 % Material mit 10 % Wassergehalt unterstellt. Dies führt im Ergebnis zu niedrigerem Verarbeitungsaufwand für Rückstände.

Für **Scheitholz** wird ein entsprechender Aufwand für das Kürzen und Spalten einbezogen. Nach Datensätzen aus Ecoinvent lässt hierfür ein Verbrauch von 3,9 Liter Diesel pro Tonne Scheitholz ableiten.

Tabelle 18 fasst für die wesentlichen Inputdaten für die Herstellung der festen Bioenergieträger zusammen.

Tabelle 18: Materialströme, Energieaufwand und Wassergehalte bei Holzhackschnitzel- und Pelletproduktion (entnommen aus bzw. berechnet auf Basis JRC (2014))

	Stamm-, Waldrestholz, Holz aus KUP	Industrierestholz	Altholz
Hackschnitzel			
Input / Output Material (e/e)	1,025	-	1,025
Wassergehalt (Input)	50 %	-	30 %
Wassergehalt (Output)	30 %		30 %
Diesel (Liter / Tonne HH)	1,5	-	1,5
Pellets			
Input / Output Material (e/e)	1,01	1,01	
Wassergehalt (Input)	50 %	34%	
Wassergehalt (Output)	10 %	10%	
Strom (kWh/Tonne Pellets)	237	133	
Dampf (MJ/Tonne Pellets)	3.200	1.920	
Diesel (Liter / Tonne Pellets)	0,954	0,763	

In Tabelle 18 ist der Strom- und Dampfbedarf für die Pelletherstellung dargestellt. In den Berechnungen von JRC (2014) werden dazu verschiedene Varianten unterschieden, die bereits in Tabelle 16 genannt sind. Als Basisvariante für diese Studie wurden jeweils die Pfade mit Erdgaskessel und Strom aus dem allgemeinen Netz angesetzt. Alternativ gibt es die Varianten

- ▶ Strom und Wärme aus Erdgas-KWK,
- ▶ Strom aus dem Netz, Wärme aus Holzhackschnitzel-KWK
- ▶ Strom und Wärme aus Holzhackschnitzel-KWK

2.3.2.3 Transporte

Die unterschiedlich angesetzten Transportentfernungen der einsatzfertigen Brennstoffe sind in Tabelle 16 bereits dargestellt. Als Basisvariante für diese Studie sind angenommen: 500 km für Hackschnitzel (mit Lkw Gesamtgewicht 40 t), 2.500 km für Pellets (davon 500 km mit Lkw Gesamtgewicht 40 t und 2.000 km mit Güterzug, Dieseltraktion). Bei der Pelletherstellung ist außerdem ein zusätzlicher Antransport über 50 km des Rohmaterials (Hackschnitzel, Sägemehl) berücksichtigt. Für Scheitholz wird allein der Lkw-Transport von der Lagerung nach Ernte zur Nutzung mit 50 km anrechnet.

2.3.2.4 Zusammenfassende Einschätzung der Übertragbarkeit der JRC-Ansätze auf die deutschen Situation

Einige der Annahmen und Einstellungen der Berechnungen von JRC (2014) stellen gegenüber der Situation in Deutschland durchaus Abweichungen dar. Beispielsweise wird bei Stammholz von der Baumart Kiefer ausgegangen, die in Deutschland nach der Waldinventur (BMEL 2014) 22 % der Waldfläche ausmacht. Ebenso hoch ist der Anteil an Buche und anderen Laubbäumen (außer Eiche), für die somit ähnlich hohe Anteile im Energieholz anzunehmen wäre. Bezüglich Waldrestholz im Übrigen auch die intensiv durchforstete Fichte (mit 27 % der häufigste Waldbaum in Deutschland (BMEL 2014)) vermutlich relevanter als die Kiefer. Für die Bilanzergebnisse sollte dies jedoch keine nennenswerten Folgen haben, denn erstens würden nur die unterschiedlichen Dichten der Hölzer beim Sammeln oder Transport eine Rolle spielen (und hier sind die Unterschiede nicht sehr groß). Zweitens liegen die Anteile aus der waldbaulichen Holzherzeugung an den Treibhausgasemissionen bei allen waldstämmigen Rohstoffen in etwa um 1 g CO₂Äq pro MJ Brennstoff, wodurch solche Faktoren nur in einem sehr geringen Maßstab zu Buche schlagen.

Höhere Emissionswerte ergeben sich bei Pellets, sofern mit fossilen Prozessbrennstoffen verarbeitet. Hier bieten jedoch gerade die verschiedenen Untervarianten die Möglichkeit, einen repräsentativen Pfad oder Mix aus Pfaden einzustellen. In diesem Vorhaben wird als Basisvariante aus Gründen der Konservativität davon ausgegangen, dass Erdgas zur Trocknung eingesetzt wird und Strom aus der allgemeinen Versorgung (hier der Marginalmix gemäß JRC 2014) verwendet wird.

In ähnlicher Weise stellt die Sachlage bei den Transportdistanzen dar. Die Einstellung der Basisvarianten (siehe Tabelle 16) geht dabei bereits von einem Blick auf die deutsche Situation, wenngleich mit ausreichender Konservativität aus.

2.3.3 Ergebnisse für feste Bioenergieträger

In Tabelle 19 werden die summarischen Ergebnisse für Scheitholz und die Hockhackschnitzelpfade zusammengestellt (Definition siehe Tabelle 12). Tabelle 20 enthält die entsprechenden Ergebnisse für Holzpellets. Im Anhang des Berichts finden sich umfassende Tabellen, differenziert nach den einzelnen Modulen „Anbau“, „Transport“ und „Verarbeitung“.

Vergleicht man die **THG-Emissionen** der verschiedenen Rohstoffpfade, ist zunächst der Unterschied zwischen Hackschnitzel und Scheitholz (max. 1,7 g CO₂Äq/MJ) auf der einen Seite und Pellets auf der anderen Seite deutlich. Der Aufwand zur Pellet-Herstellung und die weitere Transporte schlagen sich in zusätzlichen ca. 25 g CO₂Äq/MJ nieder. Dies gilt nicht für Pellets aus Industrierestholz, die aufgrund des geringeren Ausgangswassergehalts weniger Trocknungsaufwand haben und daher nur zusätzliche 14 g CO₂Äq/MJ gegenüber der direkten Nutzung als Hackschnitzel verursachen.

Die Unterschiede zwischen Hackschnitzeln aus Industrierestholz, Stammholz, Waldrestholz und KUP (in dieser Reihenfolge mit zunehmenden Emissionen) fallen dagegen insgesamt gering aus: die Spanne beträgt insgesamt 3 g CO₂Äq/MJ. Scheitholz ist aufgrund des unterstellten geringeren Transportaufwands mit 1,75 g CO₂Äq/MJ nochmals um 1,4 g CO₂Äq/MJ günstiger als Industrierestholz-Hackschnitzel. Die für KUP errechneten LUC-Werte (Acker zu Gehölzflächen) schlagen sich in einem Emissionsbonus im Bereich von 2 g CO₂Äq/MJ nieder, haben jedoch wenig Einfluss auf das Gesamtergebnis.

Betrachtet man die **NO_x-Emissionen** so wiederholt sich das Muster von den THG-Emissionen mit Ausnahme von KUP-Holz, welches dank der effizienten Kombination von Ernte und Hacken weniger Diesel verbraucht. Daher liegen KUP-Hackschnitzel mit knapp 27 mg/MJ um ca. 6 mg/MJ günstiger als Hackschnitzel aus Stamm- oder Waldrestholz (die sich ihrerseits nur um 1 mg/MJ unterscheiden).

Scheitholz wiederum ist mit 11,5 mg/MJ mit deutlich geringeren NO_x-Emissionen verbunden als alle anderen Pfade, was aus den kürzeren Transportdistanzen resultiert.

Die Herstellung (und der weitere Transport) von Pellets verursachen gegenüber Hackschnitzeln rund 65 mg/MJ zusätzliche NO_x-Emission bei Stamm- und Waldrestholz, bei Industrierestholz liegen die zusätzlichen NO_x-Emissionen nur bei nur 39 mg/MJ.

Bei den **Stäuben** wiederholt sich das Muster von NO_x. Die Hackschnitzel liegen beim Gesamtstaub in einem Bereich zwischen 0,3 bis 0,6 mg/MJ. Die Pellets um ca. 4,5 mg/MJ höher. Festzustellen ist, dass Scheitholz mit 0,35 mg/MJ schlechter abschneidet als Industrierestholz. Feinstaub (PM10) entspricht bei den Hackschnitzel-Pfaden fast dem Gesamtstaub. Bei den Pellets beträgt der Anteil Grobstaub aufgrund des Schiffstransports z. T. mehr als die Hälfte.

Emissionen von **Ammoniak** spielen nur bei KUP-Anbau eine Rolle, fallen dort aufgrund der Annahme von Gülledüngung mit über 100 mg/MJ vergleichsweise hoch aus.

Der **Primärenergieverbrauch** wird in der Gesamtsumme vom biogenen Rohstoff (KEA_{bio}) dominiert und liegt bei KUP Pellets am höchsten (KEA_{gesamt}: 1,59 MJ/MJ). Der KEA_{fossil} liegt bei Hackschnitzeln mit rund 0,57 MJ/MJ etwa bei einem Zehntel des Verbrauchs der Pellets.

Erwähnt seien noch auch hier die **Flächenverbräuche**, die nur bei Waldholz und KUP relevant sind. Die höchsten Werte liegen bei Waldrestholz (1,35 m²/MJ), wovon sich 10 % auf Fläche der Hemerobieklasse IV, 50 % auf Klasse IV und 40 % auf Klasse V verteilen. Stammholz benötigt 0,76 m²/MJ mit etwas höheren Anteilen in den weniger naturnahen Klassen. Die schnellwachsenden KUP liegen 0,06 m²/MJ, diese allerdings ganz in Klasse V.

Tabelle 19: Emissions- und Verbrauchsdatensätze der Basisvarianten für Scheitholz und Holz-hackschnitzel (HHS)

	Einheit	Scheitholz Stammholz	HHS Waldrestholz	HHS KUP	HHS Stammholz	HHS Industrie-restholz	HHS Altholz
CO ₂ fossil	g/MJ	2,49	4,14	4,67	4,02	2,78	3,04
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	0	-2,21	0	0	0
CH ₄ fossil	g/MJ	0,004	0,007	0,008	0,006	0,004	0,005
CH ₄ bio	g/MJ	0	0	0,000003	0	0	0
N ₂ O	g/MJ	0,00011	0,00014	0,00779	0,00013	0,00008	0,00009
Σ CO₂Äq o.LUC	g/MJ	2,62	4,35	7,18	4,22	2,91	3,19
Σ CO₂Äq	g/MJ	2,62	4,35	4,97	4,22	2,91	3,19
SO ₂	mg/MJ	1,34	2,23	3,03	2,16	1,49	1,63
NO ₂	mg/MJ	21	33,3	26,6	32,3	21,7	23,9
CO	mg/MJ	5,42	6,98	4,81	6,69	3,87	4,46
NM VOC	mg/MJ	1,86	2,38	1,78	2,28	1,31	1,52
PM10	mg/MJ	0,637	0,607	0,284	0,572	0,227	0,3
Gesamtstaub	mg/MJ	0,641	0,612	0,424	0,577	0,231	0,303
NH ₃	mg/MJ	0,007	0,017	124	0,017	0,014	0,014
KEA fossil	kJ/MJ	34,5	57,5	64,4	55,8	38,6	42,2
KEA bio	kJ/MJ	1080	1080	1140	1080	0	0
KEA EE	kJ/MJ	8,49	14,1	15,3	13,7	9,49	10,4
KEA Kern	kJ/MJ	0,16	0,27	0,29	0,26	0,18	0,20
KRA	g/MJ	115	116	123	116	78,9	77,2
Wasser	kg/MJ	0,000023	<0,0001	0,00366	<0,0001	0,0000257	0,0000281
Fläche II	m ² /MJ	0	0	0	0	0	
Fläche III	m ² /MJ	0,00329	0,00647	0	0,00329	0	
Fläche IV	m ² /MJ	0,0628	0,0254	0	0,0628	0	
Fläche V	m ² /MJ	0,0474	0,0346	0,0598	0,0474	0	
Fläche VI	m ² /MJ	0	0	0	0	0	
Fläche VII	m ² /MJ	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	

- a) aus Landnutzungsänderungen (trifft hier nur für KUP zu);
 Eine sogenannte Kohlenstoffschuld wurde nicht angerechnet; wie in Abschnitt 1.3.2 beschrieben, hat das Joanneum Research (2014) für die energetische Nutzung von Stammholz (das gilt hier auch für Scheitholz) Emissionsfaktoren von bis zu 120 g CO₂Äq/MJ abgeleitet.

Tabelle 20: Emissions- und Verbrauchsdatensätze der Basisvarianten für Holzpellets

	Einheit	Pellets Waldrestholz	Pellets KUP	Pellets Stammholz	Pellets Industrierestholz
CO ₂ fossil	g/MJ	28,1	27,9	27,8	16,5
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	-1,97	0	0
CH ₄ fossil	g/MJ	0,055	0,055	0,055	0,032
CH ₄ bio	g/MJ	0	0,00000273	0	0
N ₂ O	g/MJ	0,00079	0,00756	0,00077	0,00044
Σ CO₂Äq o.LUC	g/MJ	29,8	31,6	29,4	17,4
Σ CO₂Äq	g/MJ	29,8	29,6	29,4	17,4
SO ₂	mg/MJ	45,5	45,9	45,4	34,4
NO ₂	mg/MJ	98,8	97,5	96	62,4
CO	mg/MJ	22,1	22,2	21,4	12,6
NM VOC	mg/MJ	4,63	4,65	4,37	2,64
PM10	mg/MJ	2,37	2,47	2,27	1,14
Gesamtstaub	mg/MJ	4,92	5,15	4,83	3,68
NH ₃	mg/MJ	0,026	110	0,025	0,015
KEA fossil	kJ/MJ	572	568	567	337
KEA bio	kJ/MJ	1.040	1.010	1.040	0
KEA EE	kJ/MJ	14,7	13,3	13,6	8,64
KEA Kern	kJ/MJ	0,28	0,25	0,25	0,16
KRA	g/MJ	9,58	116	118	1.380
Wasser	g/MJ	0,394	0,397	0,394	0,221
Fläche II	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche III	m ² /MJ	0,00621	0	0,00316	0
Fläche IV	m ² /MJ	0,0244	0	0,0602	0
Fläche V	m ² /MJ	0,0332	0,0532	0,0454	0
Fläche VI	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche VII	m ² /MJ	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001

- a) aus Landnutzungsänderungen (trifft hier nur für KUP zu);
Eine sogenannte Kohlenstoffschuld wurde nicht angerechnet (Abschnitt 1.3.2).

2.3.4 Ergebniseinordnung

Die Ergebnisse werden im Folgenden auszugsweise den Emissionsfaktoren aus anderen Quellen am Beispiel der Treibhausgas- und Stickstoffoxidemissionen gegenübergestellt (siehe Tabelle 21 und Abbildung 41). Als Vergleichsquellen dienen die korrespondierenden Berechnungen von JRC (2014), sowie entsprechende Werte aus GEMIS 4.93, Ecoinvent (v2) sowie BioEnergieDat.⁴¹ Zur besseren Vergleichbarkeit werden in den folgenden Darstellungen bei den BioEm-Werten für Pappel-KUP die Emissionen aus den Landnutzungsänderungen nicht berücksichtigt.

⁴¹ JRC (2014) beinhaltet nur THG-Emissionen, aus BioEnergieDat konnten die entsprechenden NO_x-Emissionen nicht ausgelesen werden.

Tabelle 21: BioEm-Basisdatensätze zu Scheitholz, Hackschnitzel und Pellets im Vergleich mit anderen Datenquellen für THG- und NO_x-Emissionen

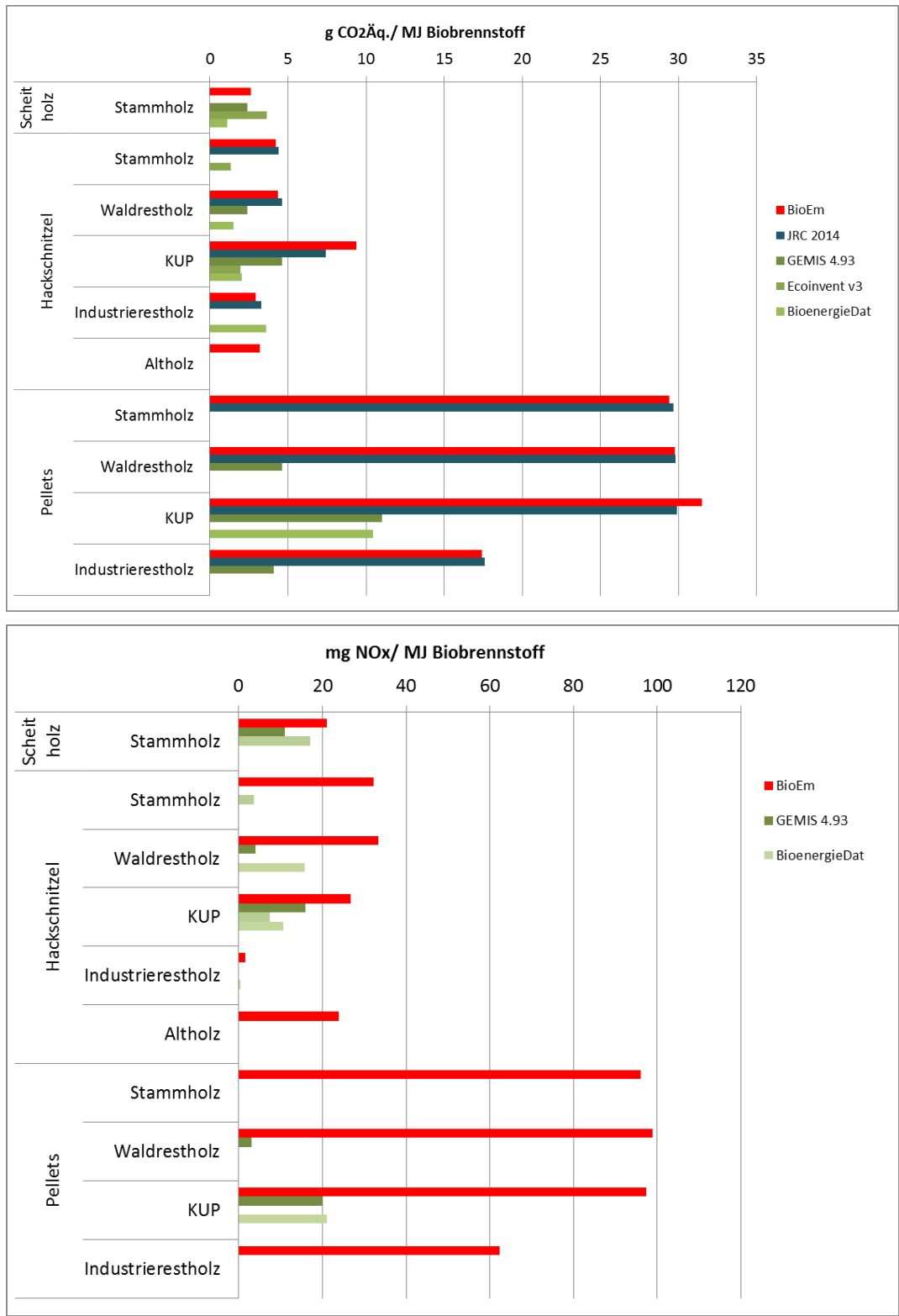
		BioEm	JRC 2014	GEMIS 4.93	Ecoinvent v2	BioEnergie Dat
Treibhausgase		g CO ₂ Äq/MJ				
Scheitholz	Stammholz	2,6	-	2,4	3,6	1,1
Hackschnitzel	Stammholz	4,2	4,4	-	1,33	-
	Waldrestholz	4,4	4,6	2,4		1,5
	Pappel-KUP	7,2	7,4	4,6	1,9	2,0
	Industrierestholz	2,9	3,3	-		3,6
	Altholz	3,2	-	-		1,7
Pellets	Stammholz	29,4	29,7	-		-
	Waldrestholz	29,8	29,8	4,6		10
	Pappel-KUP	31,6	29,9	11		
	Industrierestholz	17,4	17,6	4,1		6,0
Stickstoffoxide (NO_x)		mg/MJ				
Scheitholz	Stammholz	21	-	-	17,1	-
Hackschnitzel	Stammholz	32,3	-	-	3,7	-
	Waldrestholz	33,3	-	4		15,8
	Pappel-KUP	26,6	-	16	7,4	10,5
	Industrierestholz	21,7	-	-		0,3
	Altholz	23,9	-	-		-
Pellets	Stammholz	96,0	-	-		-
	Waldrestholz	98,8	-	3		-
	Pappel-KUP	97,5	-	20		21,1
	Industrierestholz	62,4	-	-		-

Bei den **Treibhausgasemissionen** zeigt sich sowohl bei den Holzhackschnitzeln als auch bei den Pellets eine hohe Übereinstimmung mit den Berechnungen von JRC (2014). Die geringen Abweichungen begründen sich, wenn überhaupt, mit den teilweise leicht angepassten Hintergrundfaktoren.

Gegenüber GEMIS und BioEnergieDat liegen die ermittelten Werte durchgängig (mit Ausnahme von Industrieholz-Hackschnitzel) zu mehr als einem Faktor 2 höher. Die Gründe dafür liegen überwiegend in der Wahl einer eher konservativen Basisvariante. Bei den Hackschnitzeln dominiert der Transport die Bilanz. Es ist nicht immer klar, welche Transportentfernungen die anderen Datenquellen unterstellen. So wird in GEMIS für KUP zwar ein Datensatz zur Produktion in der Ukraine angesetzt (Franke et al. 2013), ein Transport zum Einsatzort ist jedoch nicht enthalten. Bei den Pellets ist die Annahme für die Basisvariante einer erdgasbefeuerten Pellettrocknung entscheidend für die Emissionshöhe. Setzt man Holzhackschnitzel im HKW zur Trocknung ein, nähern sich die THG-Emissionen zwischen BioEm und GEMIS an.

Bei den **NO_x-Emissionen** zeigen sich in etwa die gleichen Rangfolgen und Muster wie bei den Treibhausgasemissionen.

Abbildung 41: Ergebnisse für die Basispfade Holz hackschnitzel und Pellets für THG (oben) und NO_x (unten) im Vergleich mit anderen Datenquellen



2.4 Flüssige Bioenergieträger (Biokraftstoffe)

2.4.1 Auswahl der für Deutschland relevanten Pfade

Die in Deutschland gegenwärtig genutzten Biokraftstoffe (Biodiesel, Bioethanol, Biomethan und Pflanzenöle) beruhen auf unterschiedlichen Rohstoffen:

Für Biodiesel im Jahr 2013 ermittelte die BLE auf Basis der in Nabisy hinterlegten Nachhaltigkeitsnachweise, dass Raps mit knapp 64 % Anteil der wichtigste Ausgangsstoff war. Etwa 23 % des Biodiesels stammte aus Abfällen/Reststoffen, gut 8 % aus Palmöl und ungefähr 5 % aus Sojaöl. (BLE 2014). Der Biokraftstoffverband gab für die Biodieselherstellung (ausschließlich) in Deutschland im Jahr 2013 folgende Rohstoffzusammensetzung an: 64 % Raps, 13 % Palm, 10 % Soja, 8 % Altspeisefette, 3 % Fettsäuren und 2 % tierische Fette. (VDB 2014) Zu berücksichtigen ist dabei, dass etwa 60 % der deutschen Biokraftstoffproduktion exportiert wurden und ca. 35 % des verwendeten Biodiesels auf (auch auf nichtrapsbasierten) Importen beruht. (UFOP 2014) Die in Deutschland u. a. auch zur späteren Biodieselherstellung verarbeiteten Sojabohnen (Gesamtmenge: 8,8 Mio. t) hatten 2013 folgenden Ursprung: USA 1,3 Mio. t, Brasilien 0,6 Mio. t, Paraguay 0,5 Mio. t, Kanada 0,4 Mio. t, EU-28 0,4 Mio. t (OVID 2014). Die auf Basis von Sojaöl stattfindenden umfassenden direkten Biodieselexporte (bis 2009 aus den USA und ab etwa 2010 bis 2013 aus Argentinien) haben aufgrund von Strafzollregelungen an Bedeutung verloren. Gleiches trifft auch auf die bis Anfang 2013 umfassenden palmölbasierten Biodieselimporte aus Indonesien zu. (TOPAGRAR 2009, RAIFFEISEN 2013)

Hydrierte Pflanzenöle (HVO) wurden nach Schätzungen des UFOP in den Jahren 2012 und 2013 in Deutschland in einer Größenordnung von 420.000 t (ca. 19 PJ) verwendet. (UFOP 2014) Die BLE wies aufgrund der in Nabisy hinterlegten Nachhaltigkeitsnachweise aus, dass etwa 20,5 PJ HVO (ausschließlich auf Palmölbasis) auf die Biokraftstoffquote angerechnet wurden. Das Unternehmen Neste Oil – der führende Hersteller von HVO – setzte 2012 etwa 64 % Palmöl sowie 35 % Abfall- und Restöle ein; 2013 waren es rund 47 % Palmöl sowie rund 53 % Abfall- und Restöle. (NESTE OIL 2014)

Für Bioethanol ermittelte die BLE für das Jahr 2013 aufgrund der in Nabisy hinterlegten Nachhaltigkeitsnachweise, dass Mais mit etwa 47 %, Zuckerrüben mit 19 %, Weizen mit knapp 17 % sowie Roggen, Gerste und Triticale mit gut 8 %, etwa 2 % bzw. knapp 1 % die Rohstoffgrundlage waren. Zuckerrohr hatte im Jahr 2013 nur einen Anteil von etwa 3 %, im Jahr 2011 betrug dieser noch etwa 25 %. Abfall-/reststoffbasiertes Bioethanol trug 2013 mit knapp 2 % zur Quotenerfüllung bei. Die deutsche Bioethanolproduktion, die im Jahr 2013 mit 672.000 t etwa 56 % des inländischen Verbrauches betrug, basierte zu etwa 60 % auf Getreide und zu ungefähr 40 % auf Rüben. (BDBE 2014)

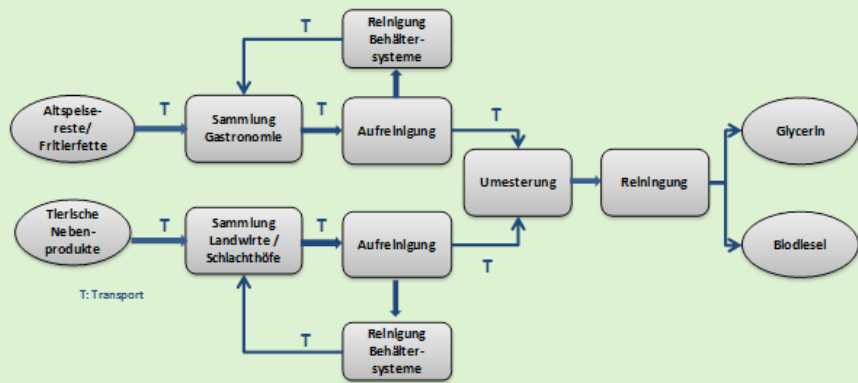
Für Biomethan ermittelte für das Jahr 2013 die BLE aufgrund der in Nabisy hinterlegten Nachhaltigkeitsnachweise, dass Abfälle/Reststoffe mit etwa 91 %, und Mais mit 9 % die Rohstoffgrundlage waren. Dahinter dürften sich i. W. Schlempe und Getreidestroh verbergen, wie von der Verbio AG als Gärsubstrat eingesetzt.

Bei den (reinen) Pflanzenölen, die jedoch nur noch eine sehr untergeordnete Rolle spielen, ist davon auszugehen, dass diese ausschließlich auf Raps basieren. (UBA 2013, S. 121)

Unterschiedliche oder einheitliche Datensätze zu pflanzlichen Altspiseölen und Tierfetten

Generell erfolgt die Herstellung von Biodiesel aus Altspiseölen und Tierfetten über den in Abbildung 42 schematisch dargestellten Produktionsprozess. Darin zeigt sich der Unterschied im Umgang mit Altspiseölen und tierischen Fetten aus der Art der Sammlung und der Transport zur Aufreinigung sowie der Art der Aufreinigung selbst, bevor es zur Biodieselproduktion bereitgestellt wird. In der Produktionskette erfolgt ab der Umesterung keine Unterscheidung der Fette und Öle nach pflanzlicher und tierischer Herkunft.

Abbildung 42: Schema zur Produktion von Biodiesel aus Altspiseölen und Tierfetten



Die **Sammlung** von Altspiseresten und Fritierfetten erfolgt in Deutschland vornehmlich über Abholssysteme im Gastronomiebereich (z.B. Refood). Es ist jedoch zu beachten, dass diese Abfälle zunehmend auch grenzübergreifend verbracht werden (Ecofys 2013). Für die Sammlung stehen dafür spezielle Behältersysteme zur Verfügung. Jene werden in den entsprechenden Standorten geleert und im Anschluss in einer Behälterwaschanlage gereinigt.⁴²

Tierische Nebenprodukte werden bei Landwirten und Schlachthöfen ebenfalls von Entsorgungsdienstleistern abgeholt. Der größte Teil daraus gewonnener Tierfette wird in Deutschland in der Kosmetik- und Pharmaindustrie verarbeitet. Jedoch können dafür nur die Fette verwendet werden, die nicht nach der EU-Verordnung (EG) Nr. 1069/2009 als sogenanntes K3 Material aufgrund von Seuchengefahr klassifiziert werden. Der Anteil der tierischen Nebenprodukte, die bei der Entsorgung bzw. Verwendung nicht für den menschlichen Verzehr bzw. Gebrauch bestimmt sind, ist im Vergleich zu den Altspiseresten/Fritierfetten in Deutschland noch recht gering. Nach Rücksprache mit einem großen Biodieselhersteller in Deutschland können die Aufwendungen für die Sammlung und der Transport zur Aufreinigung tierischer Nebenprodukte als identisch angenommen werden. Die Sammlung erfolgt über Entsorgungsdienstleister, die eine hohe regionale Verbreitung ihrer Niederlassungen aufweisen. Es ist davon auszugehen, dass die Sammelbehältnisse ebenfalls gereinigt werden.

Die **Aufreinigung** der pflanzlichen und tierischen Speisereste und Nebenprodukte hängt im Wesentlichen vom Anfallort ab. Während die Abfälle bei Landwirten und Schlachthöfen tierischer Natur sind, können die Speisereste und Fritierfette aus dem Gastronomiebereich sowohl rein pflanzlich aber auch in einer Mischform aus pflanzlichen und tierischen Fetten vorliegen. Die Aufreinigung erfolgt unterschiedlich je nachdem ob die Abfallreste in flüssiger oder fester Form vorliegen. Fritierfette werden erhitzt, sedimentiert und die anfallenden Fette dekantiert. Feste Speisereste werden zunächst hygienisiert und das Fett über eine Pressung abgeschieden. Entscheidend hier ist also der Energiebedarf für die unterschiedlichen Arten der Aufreinigung.

Eine exemplarische Prüfung des Anteils der Emissionen durch die Unterschiede in den Energieaufwendungen bei der Aufreinigung an den Gesamtemissionen zur Herstellung von 1 t Biodiesel aus tierischen Fetten mit Hilfe des Biograce Tools ergab lediglich einen Unterschied von <1%, so dass keine unterschiedlichen Datensätze erforderlich sind. Dabei wurde ein abgeschätzter Aufwand von 5 kWh pro Tonne für die Reinigung der Speisereste gegenüber zu 10 kWh pro Tonne für die Aufreinigung tierischer Fette zu Grunde gelegt.

⁴² <http://www.refood.de/rf/spektrum/gebrauchte-speiseoel/>

Tabelle 22: Betrachtete Pfade für flüssige Bioenergieträger (Biokraftstoffe)

Nr.	Biokraftstoff	Rohstoff	Herkunft	Untervarianten (Basisvariante unterstrichen)
1	Ethanol	Weizen	Europa	Prozessenergie: ^{a)}
2		Mais	Europa	- Biogas aus Nebenprodukt
3			USA	- Erdgas-KWK
4		Roggen ^{b)}	Europa	- <u>Erdgas-Kessel</u>
5		Zuckerrübe	Europa	- Braunkohle-KWK
6		Zuckerrohr	Brasilien	Prozessenergie: - <u>Bagasse-KWK</u> - Heizöl-Kessel
7	Biodiesel	Raps	Europa	Prozessenergie: <u>Erdgas-Kessel</u>
8		Soja	USA	
9			Brasilien/Argentinien	
10		Ölpalme	Tropen	Ölmühle: - <u>mit</u> / ohne CH ₄ - Minderung
11		Altspeiseöle / Tierfette	Europa	Prozessenergie: <u>Erdgas-Kessel</u> Transport: < 500 km / >500 km
12	Pflanzenöl	Raps	Europa	Prozessenergie: <u>Erdgas-Kessel</u>
13		Ölpalme	Tropen	Ölmühle: - <u>mit</u> / ohne CH ₄ - Minderung
14	Hydrieröl	Ölpalme	Tropen	Ölmühle: - <u>mit</u> / ohne CH ₄ - Minderung
15		Altspeiseöle / Tierfette	Europa	Prozessenergie: <u>Erdgas-Kessel</u> Transport: < 500 km / >500 km

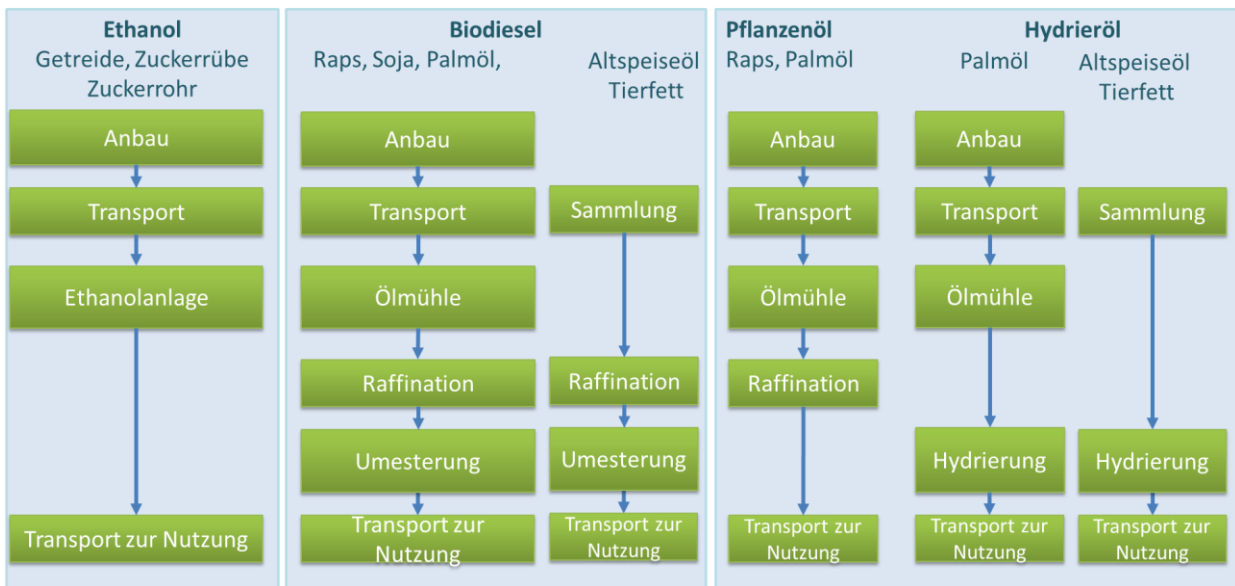
a) Für Ethanol aus Mais aus den USA wurde von JRC (2013) ein fester Prozessenergiemix zu 88 % Erdgas und 12 % Kohle angesetzt. Dies wurde auch für die Berechnungen hier übernommen.

b) Dieser Pfad soll vertretend auch für andere Getreide wie Gerste, Triticale, Hafer gelten; die Unterschiede werden, auch angesichts der eher geringeren Mengenrelevanz, als geringfügig eingestuft.

2.4.2 Wesentliche Parameter der Modellierung und Bilanzierung

Die Struktur der für Deutschland relevanten Pfade flüssiger Bioenergieträger (insb. Biokraftstoffe) zeigt Abbildung 43. Für die Biokraftstoffe sind die grundsätzlichen Eingangsgrößen von Relevanz (siehe Kapitel 2.1.2) bereits beschrieben worden. Es sind dies neben den Faktoren für den Anbau (N-Dünger, Lachgas) vor allem die Frage der Strombereitstellung und die unterschiedlichen Brennstoffe für die Prozessenergie im Rahmen der Verarbeitung. Die wesentlichen Dateninputs werden nachfolgend zusammengefasst.

Abbildung 43: Struktur der verschiedenen Pfade für flüssige Bioenergieträger (Biokraftstoffe) gemäß der Modellierung von JRC (2012, 2013)



2.4.2.1 Anbau

In Tabelle 23 zeigt die für das Gesamtergebnis jeweils wesentliche Inputgrößen für den Anbauschritt der Biokraftstoffpfade. Die Daten sind den bisherigen Berechnungen von JRC (2012 und 2013) entnommen, da die Werte für die Aktualisierung der Standardwerte in der Bearbeitungszeit dieser Studie noch nicht zur Verfügung standen. Die drei größten Einflussfaktoren auf die Ergebnisse sind die Menge an N-Dünger, die N₂O-Feldemission sowie der Ertrag.

Als weitere Feldemissionen sind hier auch die von JRC neu berücksichtigten CO₂-Emissionen aus der versauernden Wirkung von N-Dünger und dem damit resultierenden Kalzinierung von Kalkstein im Boden sowie Ammoniakemissionen durch den Düngemittleinsatz.

Tabelle 23: Wesentliche Inputgrößen für den Anbauschritt der Pfade für flüssige Bioenergieträger (Biokraftstoffe) (entnommen aus bzw. berechnet auf Basis JRC (2012, 2013))

		Weizen	Mais (EU)	Mais (US)	Roggen	Zuckerrübe	Zuckerrohr
Erträge	t/(ha*a)	5,2	6,0	8,95	5,1	68,3	72,6
Inputs^{a)}							
N-Dünger	kg/(ha*a)	102	120	157	131	91	70,7
P-Dünger	kg/(ha*a)	21,6	45,8	48,4	41	59,7	36,2
Diesel	l/(ha*a)	116	83,9	93,5	133	116	93,9
N₂O-Feldemission	kg/(ha*a)	3,24	4,14	4,57	3,72	4,48	3,08
		Raps	Soja (US)	Soja (BR/AR)	Palmöl (FFB)		
Erträge	t/(ha*a)	3,11	2,85	2,8	19		
Inputs^{a)}							
N-Dünger	kg/(ha*a)	137	4,28	3,98	79,6		
P-Dünger	kg/(ha*a)	33,7	12	25,5	29,6		
Diesel	l/(ha*a)	75,9	44,8	44	45		
N₂O-Feldemission	kg/(ha*a)	4,2	2,46	1,63	5,07		

a) Weitere Inputgrößen in der Berechnung sind: K-Dünger, Ca-Dünger, Pestizide sowie teilweise Rückführung von Agrarrückständen.

2.4.2.2 Verarbeitung

Wie bereits angeführt ist neben den generellen Prozessdaten der Verarbeitungsschritte (Ausbeuten, Energieverbräuche) die Art des Prozessbrennstoffs und der Energiebereitstellung von entscheidender Bedeutung für die Ergebnisse (siehe Abschnitt 2.1.2.3). In Tabelle 24 sind die für das Gesamtergebnis jeweils wesentliche Inputgrößen für den Verarbeitungsschritt der Biokraftstoffpfade zusammengefasst.

Tabelle 24: Wesentliche Inputgrößen für den Verarbeitungsschritt der Pfade für flüssige Bioenergeträger (Biokraftstoffe) (entnommen aus bzw. berechnet auf Basis JRC (2012, 2013))

		Weizen	Mais (EU)	Mais (US)	Roggen	Zuckerrübe	Zuckerrohr
Ethanol	kg/kg Input	0,3	0,335	0,332	0,3	0,0827	0,0682
Inputs^{a)}							
Strom	kWh/kg Ethanol	0,403	0,361	0,22	0,403	0,257	0,205
Dampf	kWh/kg Ethanol	9,75	10,8	8,38 (NG) 1,13 (SK)	9,75	7,52	?
Nebenprodukt	% Allokation ^{b)}	43,5 % DDGS	34,7 % DDGS	37,8 % DDGS	43,5 % DDGS	28,7 % Schnitzel	0 %
		Raps	Soja (US, BR/AR)		Palmöl		
Pflanzenöl	kg/kg Input	0,42	0,188		0,2		
Inputs^{a)}							
Strom	kWh/kg Öl	0,1	0,319		0,102		
Dampf	kWh/kg Öl	1,6	5,32		?		
Nebenprodukt	% Allokation ^{b)}	27,1 % Rapsmehl	65,5 % Sojamehl		15,6 % Palmkernmehl		
		Reines Pflanzenöl	Biodiesel		Hydrieröl		
	kg/kg Input	0,976	0,994		0,813		
Inputs^{a)}							
Strom	kWh/kg Produkt	0,00955	0,0418		0,2		
Dampf	kWh/kg Produkt	0,149	1,23		1,17		
Methanol	kg/kg Produkt		0,095				
Wasserstoff	kg/kg Produkt				0,025		
Nebenprodukt	% Allokation ^{b)}		4,17 % Rein-Glyzerin		0,7 % Produktgas		

a) Weitere Inputgrößen sind v. a. verschiedene Chemikalien wie Salzsäure, Phosphorsäure, Natronlauge, u.a.

b) Auf Basis des unteren Heizwerts

Spezialfall POME: Abwasser aus Palmölmühlen

Ein Spezialfall von Emissionen aus der Verarbeitung besteht in der Methangasbildung bei der Speicherung von organikreichem Abwasser aus den Palmölmühlen (POME: palm oil mill effluent). Werden keine Maßnahmen zur Abfangung des Methans und dessen Verbrennung (z. B. über Biogasreaktoren) getroffen, resultieren erhebliche THG-Emissionen. In den Standardwerten der RED 2009 werden daher zwei Pfadvarianten angesetzt: ohne und mit Abfangung des Methans. Den Standardwerten der aktuellen RED liegen folgende Ansätze zugrunde:

- ▶ 1,3218 g CH₄/MJ gewonnenes Öl (entspricht 48,9 g CH₄ /Tonne Öl), wenn keinerlei Maßnahmen zur Methanabfangung erfolgen,
- ▶ 0 g CH₄/MJ, wenn Maßnahmen zur Methanabfangung erfolgen, ohne dass diese näher zu spezifizieren seien.

JRC (2013) setzt dagegen die Emissionen nun wie folgt an:

- ▶ 0,98 g CH₄/MJ gewonnenes Öl, wenn keinerlei Maßnahmen zur Methanabfangung erfolgen,
- ▶ 0,15 g CH₄/MJ gewonnenes Öl an Restemission, wenn Maßnahmen zur Methanabfangung erfolgen, ohne dass diese näher zu spezifizieren seien.

In beiden Fällen ist bei dem Wert noch die Allokation von Nebenprodukten durch die Ölmühle zu berücksichtigen. Im Falle der noch geltenden RED-Werte wäre das ein Abzug von 14,8 % für das Palmkernmehl.

Für die aktualisierten Daten ist der Abzug per Nebenproduktallokation zum jetzigen Zeitpunkt noch unklar. Aus diesem Grund erfolgt an dieser Stelle noch keine zahlenmäßige Gegenüberstellung.

Wichtig festzuhalten ist jedoch hier bereits, dass es keine Null-Emission mehr gibt, sondern Restemissionen (Leckage etc.) in den Standardwerten eingerechnet sind. Für Biogasanlagen in Deutschland wird, wie in Abschnitt 2.2.2.2 erwähnt, von einem Pauschalwert von 1 % Methanverlust durch diffuse Quellen an der Biogasanlage ausgegangen. Je geringer der technische Standard der Anlage, desto höher fällt dieser Faktor aus. Für das Ergebnis der Palmölmühle mit Methanabfangung über eine Biogasanlage würde die Berücksichtigung dieser Restemissionen jedoch keine erhebliche Verschlechterung bedeuten.

Mit den Standardwerten kann das einzuhaltende Mindesteinsparung der RED nur von Palmölmühlen mit Methanbindung als Herkunft erfüllt werden. Daher läge es nahe, anzunehmen, dass der in der EU bzw. Deutschland im Markt befindliche Palmöl-Biodiesel oder Palmöl-HVO nur aus solchen Mühlen stammt. Andererseits führen inzwischen viele Lieferketten in der Biokraftstoffbranche Berechnungen der tatsächlichen Emissionen durch. Gerade bei Palmöl besteht der Anreiz zur Berechnung, um auch für Anlagen ohne Methanbindung die Mindesteinsparung durch insgesamt günstigere Daten auszugleichen.

2.4.2.3 Transportentfernungen

Eine Variation der Transportentfernungen ist bei den flüssigen Bioenergieträgern (Biokraftstoffen) hier nur für die Altspeiseöle/Tierfette vorgesehen. Hierzu werden für den Antransport des gesammelten Öls zur Biodiesel- oder Hydrieranlage zwei Varianten definiert:

- ▶ „<500 km“: unterlegt mit 100 km Lkw-Transport
- ▶ „>500 km“: unterlegt mit 100 km Lkw-Transport und zusätzlichen 18.500 km Seeschifftransport (Annahme: Herkunft Ostasien)

Bei Raps wurde seitens JRC ein Mix an Transportmitteln angesetzt unter der Annahme, dass gewisse Anteile auch aus weiterer Distanz nach Europa importiert werden. Die Festlegungen zu allen übrigen Transportverbindungen sind in Tabelle 25 zusammengefasst.

Tabelle 25: Transportprozesse der Biokraftstoffpfade (nach JRC (2012, 2013))

Angaben in km	W, M, R ^{a)}	Mais (US)	Zucker- rübe	Zucker- rohr	Raps ^{b)}		Soja (US) ^{b)}	Soja (BR/AR) ^{c)}	Palmöl
Agrarerzeugnisse									
LKW (40 t)	100	56	30	20	163	73,7%	80	448	
LKW (12 t) FFB									50
Bahn		1.000			309	15,8 %		67,2	
Binnenschiff					376	6,1 %	2.161	37,2	
Massengut- schiff		6.800			5.000	4,4 %	9.000	14.348	
Zwischenprodukte (nur bei Palmöl)									
LKW (40 t)									120
Seeschiff									10.186
Endprodukte									
LKW (40 t)	150	150	150	700 + 150	305	11,4 %	150	150	150
Bahn					381	3,8 %			
Binnenschiff					153	43,8 %			
Seeschiff				10.186	1.118	27,2 %			
Pipeline						13,8 %			
LKW zur Tank- stelle	150	150	150	150	150	100 %	150	150	150

- a) W für Weizen, M für Mais, R für Roggen.
- b) Für Rapssaat und Biokraftstoffe aus Raps wird ein Transportmix mit jeweiligen Anteilen angegeben.
- c) Soja wird über alle angegebenen Transportmittel und –distanzen nacheinander und jeweils vollständig transportiert.

2.4.2.4 Zusammenfassende Einschätzung der Übertragbarkeit (der JRC-Ansätze) auf die deutschen Situation

Die für Biokraftstoffe zu Grunde gelegten Annahmen und Einstellungen sind in diesem Zusammenhang unterschiedlich zu werten. Im Folgenden sei ausgeführt, inwieweit sie sich auf die „typische“ Produktionssituation in Deutschland übertragen lassen.

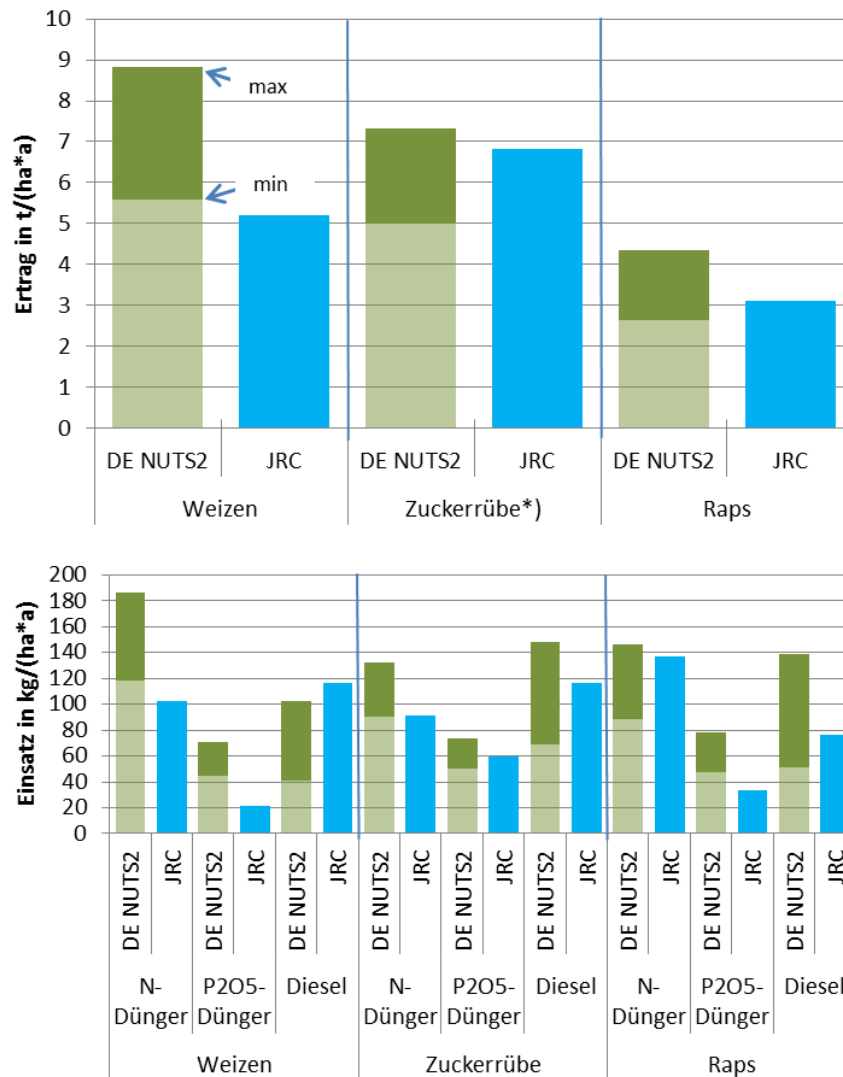
Anbau

Für die Stufe des Anbaus werden in Abbildung 44 die von JRC (2013) angesetzten Inputwerte für die Erträge und spezifischen Dünger- und Dieserverbräuche denen aus dem NUTS2-Bericht für Deutschland (Fehrenbach 2010) gegenübergestellt. Danach liegen bei Weizen in Deutschland höhere Erträge vor, entsprechend sind auch die Düngergaben höher. Die Dieserverbräuche dagegen sind deutlich niedriger. Bei Raps und Zuckerrübe liegen die JRC-Werte jeweils in der Bandbreite der Erträge und Düngerverbräuche in den deutschen NUTS2-Regionen. Nur bei Phosphat (weniger relevant für die THG-Bilanz) liegen die deutschen Düngewerte deutlich über denen von JRC im Mittel für Europa angesetzten Inputdaten.

Grundsätzlich sind somit die für den Anbau verwendeten Daten (Quellen: FAO bzw. CAPRI-Datenbank der Universität Bonn) als übertragbar zu werten. Dies gilt jedoch eher nicht für die seitens JRC errechneten Feldemissionen an Lachgas. Diese liegen deutlich höher als die Werte, die im Rah-

men des Vorhabens für eine Auswahl an „typischen“ Standorten in Deutschland mit dem GNOC-Modell Emissionswerte errechnet haben (siehe Abschnitt 1.2.2.3).

Abbildung 44: Gegenüberstellung der Inputdaten von JRC (2013) mit den Bandbreiten aus dem NUTS-Bericht für Deutschland (Fehrenbach 2010) für den Anbau von Weizen, Zuckerrübe und Raps; oben Vergleich der Erträge, unten Vergleich von N, P-Dünger und Dieseleinsatz



*) für Zuckerrübe sind die Ertragsangaben mit dem Faktor 10 zu multiplizieren.

Verarbeitung

Relevant sind vor allem die spezifischen Energieverbräuche und der verwendete Energieträger. Eine breite Datengrundlage liegt hierzu nicht vor. Die von JRC verwendeten Daten zu den spezifischen Energieverbräuchen beruhen im Wesentlichen auf diesen drei Quellen:

- ▶ für Zuckerrüben-Ethanol → Kaltschmitt, Reinhardt (1997)
- ▶ für Weizen-Ethanol → die WtW-Studie aus dem Jahr 2004
- ▶ für Biodiesel Daten vom European Biodiesel Board (EBB) aus dem Jahr 2009.

Diese dürften dem aktuellen Stand nur noch teilweise entsprechen. Gerade für Bioethanol ist anzunehmen, dass aktuelle Betriebswerte günstiger sind als die Erhebungen aus den Neunzigerjahren. Das lassen auch die in Abschnitt 2.4.4 zum Vergleich angeführten Daten aus Erhebungen der BLE vermuten.

Eine Abweichung von einer Bilanzierung auf Basis nationaler Daten ergibt sich auf jeden Fall durch die Wahl des „marginalen“ Strommixes anstelle des nationalen Durchschnittsmix. Wie in Abschnitt 2.1.2.3 beschrieben, würden sich für Deutschland ca. 10 % geringere THG-Emissionen ergeben. Auf das Gesamtergebnis nimmt dies jedoch aufgrund der vielfach nur geringen Stromverbräuche nur in geringem Ausmaß Einfluss: z. B. bei Weizenethanol (Erdgaskessel und Netzstrom) würde sich das Ergebnis um knapp 1 g CO₂Äq/MJ erhöhen.

Transport

Während die Transportmodellierung der meisten Pfade kaum Anlass zur Diskussion bieten, ist der Ansatz für Rapsdiesel aus Sicht des deutschen Marktes durchaus zu hinterfragen. JRC nimmt u. a. an, dass 27 % des in Europa eingesetzten RME über mehr als 1.000 km Seetransport angeliefert werden. Der neuste Evaluierungsbericht der BLE für das Jahr 2013 weist in der Tat einen deutlichen Importanstieg von Raps für Biokraftstoff oder RME aus (BLE 2014): über ein Drittel stammt inzwischen aus anderen EU-Ländern wie Österreich, Schweden, Frankreich. Nennenswert sind insbesondere die Importe aus Australien mit 6 % Anteil am Gesamt-RME in Deutschland.

Auch wenn das von JRC definierte Szenario nicht genau mit der Situation in Deutschland übereinstimmt, bleibt zu bedenken, dass die Gesamthöhe an THG-Emissionen aus den Transporten in der Rapsbiodieselmethode bei 2 g CO₂Äq/MJ bleibt. Eine Verfeinerung wird hier folglich nicht zu großen Veränderungen am Ergebnis führen.

Resümee

Die Biokraftstoffpfade wie sie von JRC konzipiert wurden, sind trotz verschiedener Abweichungen von der „typischen“ deutschen Situation als weitgehend übertragbar zu werten. Die Mehrzahl der Abweichungen führt in der Tendenz zu etwas höheren Emissionen. Insgesamt sind die „typischen“ Werte nach den JRC-Szenarien bezogen auf den deutschen Kontext als maßvoll konservativ einzuschätzen.

2.4.3 Ergebnisse für flüssige Bioenergieträger (Biokraftstoffe)

Tabelle 26 zeigt die Basisdatensätze für die Bioethanol-Pfade, Tabelle 27 für Biodiesel und Tabelle 28 für reine und hydrierte Pflanzenöle. Die Definition der Basisdatensätze findet sich in Tabelle 22. Im Berichtsanhang finden sich umfassende Tabellen, differenziert nach den einzelnen Modulen „Anbau“, „Transport“ und „Verarbeitung“ sowie „Landnutzungsänderung“.

Bei den **Treibhausgasemissionen** zeigen sich – lässt man die Landnutzungsänderung außer Acht - vergleichsweise hohe Emissionen bei Bioethanol auf Getreidebasis (Höchstwerte bei Roggen und Mais aus der EU mit jeweils knapp 62 g CO₂Äq/MJ) und Biodiesel aus Palmöl (ohne Methanabscheidung) mit 57 g CO₂Äq/MJ. Biodiesel aus Raps und Soja liegen mit knapp 50 und 46 (US-Soja) bzw. 42 g CO₂Äq/MJ (südamerikanischer Soja) etwas niedriger. Ethanol aus Zuckerrübe und die Biokraftstoffe aus Palmöl (ohne Methanabscheidung) sind mit Werten zwischen 36 und 39 g CO₂Äq/MJ im guten Mittelfeld, während Zuckerrohr ethanol nur 23 g CO₂Äq/MJ verursacht. Die geringsten Emissionen weist Abfallöl (pflanzlich oder tierisch) mit 16 g CO₂Äq/MJ für Biodiesel und 9,5 g CO₂Äq/MJ für HVO auf.

und Biodiesel aus Palmöl (ohne Methanabscheidung 77,2 g CO₂Äq/MJ, mit Methanabscheidung immer noch 60 g CO₂Äq/MJ). Auch hydriertes und reines Palmöl liegen mit bei Methanabscheidung mit 57 und 51 g CO₂Äq/MJ immer noch bei den Pfaden im höheren Bereich.

Das Bild verändert sich, zieht man die Emissionen aus Landnutzungsänderungen mit hinzu (siehe hierzu auch Abschnitt 1.3.1). Die „europäischen“ Pfade weisen hier je nach Ertragsintensität Werte zwischen 1,3 (Zuckerrübe) und 7,8 g CO₂Äq/MJ (Mais EU) auf. US-Mais werden wegen trotz höherer Flächenerträge aufgrund der größeren Grünlandumbruchraten knapp 14 g CO₂Äq/MJ zugerechnet, US-Soja sogar 25 g CO₂Äq/MJ. Für Zuckerrohr werden 33 g CO₂Äq/MJ, südamerikanisches Soja 89 g CO₂Äq/MJ und für Palmöl sogar über 100 g CO₂Äq/MJ aus den realen LUC-Verhältnissen der jeweiligen Großregionen ermittelt.

In den **NO_x-Emissionen** schlagen sich als vorrangiger Faktor die Transportdistanzen nieder. Den höchsten Wert weist hier Zuckerrohr-Ethanol (244 mg/MJ) auf, da neben dem Seetransport auch noch ein 700 km langer LKW-Transport bis zum Hafen einbezogen wird. Für Soja-Biodiesel werden ebenfalls Werte um die 200 mg/MJ errechnet. Um die 150 mg/MJ erreichen US-Mais-Ethanol und die Palmölpfade. Europäisches Getreide-Ethanol liegt zwischen 120 und 130 mg/MJ. Mit 83 mg/MJ werden für Zuckerrüben-Ethanol und RME nahezu identische Emissionsfaktoren ausgewiesen. Nur 15 mg/MJ verursachen die Biokraftstoffe aus Altölen.

Im **Gesamtstaub** schlagen die Ferntransporte (zusammen mit Biomassefeuerungen) noch deutlicher zu Buche: von 13 (US-Mais-Ethanol) bis 40 mg/MJ (Zuckerrohr-Ethanol) reicht hier die Bandbreite. Europäische Biokraftstoffe bleiben dagegen unter 6 mg Gesamtstaub/MJ. Deutlich anders sieht das Bild bei **PM₁₀** aus: Getreide-Ethanol (EU oder USA) liegt um die 4,5 mg/MJ, Zuckerrüben-Ethanol und fast alle pflanzenölbasierten Pfade liegen zwischen 2 und 2,5 mg/MJ. Eine Ausnahme ist hier auch Zuckerrohr-Ethanol mit 10 mg/MJ. Dieser Wert ist jedoch wie auch der hohe Gesamtstaubwert mit hohen Unsicherheiten verbunden und beruht überwiegend auf dem Emissionsfaktor von 105 mg/MJ Bagasse als Brennstoff (Quelle GEMIS).

Die Emissionen von **Ammoniak** sind in Abhängigkeit von der Düngung sehr hoch. Raps und Roggen liegen mit über 200 mg/MJ am höchsten, die anderen Getreide reihen sich zwischen 150 und 180 mg/MJ ein. Zuckerrübe, Zuckerrohr und Palmöl liegen zwischen 50 und 65 mg/MJ. Soja dagegen weist lediglich um die 9 mg/MJ auf, dank ihres geringen Bedarfs an N-Düngung als Leguminose.

Der **Primärverbrauch** wird in der Gesamtsumme zumeist vom biogenen Rohstoff (KEA_{bio}) dominiert und liegt Zuckerrohr-Ethanol mit 3,2 MJ/MJ am höchsten. Der Anteil KEA_{bio} beträgt darin 2,95 MJ/MJ aufgrund des hohen Anteils an geernteten Biomassen, die nicht zu Ethanol wird und nicht alloziert werden darf. Auch bei Palmöl ist der KEA_{bio} mit 1,78 MJ/MJ vergleichsweise hoch, da auch hier nur wenig der Bruttoernte als Nebenprodukt alloziert wird.

Dagegen sind bei den Getreiden sowie bei Raps und Soja die fossilen Primärenergieinputs sehr hoch – teilweise auf der gleichen Höhe wie die Biomasse selbst, Bsp.: Raps: 0,98 MJ biogen und 0,92 MJ fossil. Als Detailinformation sei an dieser Stelle angemerkt, dass 43 % des KEA_{fossil} bei RME allein auf die Herstellung der bei der Umesterung benötigten Salzsäure gehen.

Die auf Anbaubiomasse beruhenden Biokraftstoffe weisen **Flächenverbräuche** im Bereich von 0,047 m²/MJ (Zuckerrüben-Ethanol) bis 1,9 m²/MJ (Roggen Ethanol) auf. Von der naturfernen Flächenklasse weist Mais (EU) mit 0,17 m²/MJ den höchsten Wert auf. Die von Palmöl beanspruchten 0,6 m²/MJ dagegen sind der etwas naturnäheren Klasse V zuzurechnen. Zuckerrohr weist mit 0,076 m²/MJ (zu je 50 % Klasse V und VI) ebenfalls einen eher niedrigeren Naturraumbedarf auf. Es sei an dieser Stelle nochmals betont, dass in diesem Flächenbewertungsansatz eine möglich vorausgehende Landnutzungsänderung nicht einbezogen ist.

Tabelle 26: Emissions- und Verbrauchsdatensätze der Basisvarianten für Bioethanol auf unterschiedlicher Rohstoffbasis

	Einheit	Weizen	Mais (EU)	Mais (USA)	Roggen	Zucker- rübe	Zuckerrohr (BRA)
CO ₂ fossil	g/MJ	39,7	52,3	45,1	42,8	29,1	14,8
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	3,66	7,78	13,7	3,73	1,26	37
CH ₄ fossil	g/MJ	0,075	0,104	0,0866	0,078	0,0558	0,0243
CH ₄ bio	g/MJ	0,00001	0,00001	0,000003	0,00001	0,00002	0,00068
N ₂ O	g/MJ	0,049	0,0556	0,0399	0,0569	0,0226	0,0252
Σ CO₂Äq o.LUC	g/MJ	56,2	71,4	59,1	61,8	37,2	22,9
Σ CO₂Äq	g/MJ	59,9	79,2	72,8	65,5	38,5	59,9
SO ₂	mg/MJ	33,6	57,1	98,7	33	23,2	108
NO ₂	mg/MJ	127	141	149	132	83,4	244
CO	mg/MJ	36	36,5	26,7	38,2	23,6	32,6
NM VOC	mg/MJ	9,2	7,38	7,6	10,2	4,89	12,1
PM10	mg/MJ	4,49	5,25	4,76	4,8	2,46	10,3
Gesamtstaub	mg/MJ	6,06	6,87	13,0	6,3	3,52	40,1
NH ₃	mg/MJ	169	179	150	221	51,7	64,7
KEA fossil	kJ/MJ	754	993	787	782	599	203
KEA bio	kJ/MJ	1.040	1.100	1.060	1.040	1.310	2.950
KEA EE	kJ/MJ	27,6	18,9	25,1	29,9	14,5	35,8
KEA Kern	kJ/MJ	1,01	0,868	0,903	1,2	0,421	0,862
KRA	g/MJ	83,9	92	90	84,3	330	555
Wasser	kg/MJ	32,0	44,7	54,4	31,9	479.000	37,3
Fläche IV	m ² /MJ	0	0	0	0	0	0
Fläche V	m ² /MJ	0,0409	0,0189	0	0,0556	0,00468	0,0377
Fläche VI	m ² /MJ	0,0955	0,17	0,0789	0,0834	0,0421	0,0377
Fläche VII	m ² /MJ	<0,00001	<0,00001	<0,00001	<0,00001	<0,00001	<0,00001

a) aus Landnutzungsänderungen

Tabelle 27: Emissions- und Verbrauchsdatensätze der Basisvarianten für Biodiesel auf unterschiedlicher Rohstoffbasis

	Einheit	Raps	Soja (ARG, BRA)	Soja (USA)	Palmöl nicht CH ₄ -red	Palmöl red. CH ₄ -red	Abfallöle
CO ₂ fossil	g/MJ	30,5	31,8	31,3	25,7	25,7	15,4
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	3,46	88,6	24,7	108	108	0
CH ₄ fossil	g/MJ	0,0567	0,0557	0,0544	0,0477	0,0477	0,0309
CH ₄ bio	g/MJ	0,000015	0,00001	0,000005	0,816	0,123	0
N ₂ O	g/MJ	0,059	0,0297	0,0435	0,0315	0,0315	0,000292
Σ CO₂Äq o.LUC	g/MJ	49,5	42,4	45,6	57,0	39,0	16,3
Σ CO₂Äq	g/MJ	53,0	131	70,3	165	147	16,3
SO ₂	mg/MJ	26,7	142	99,5	77,8	77,8	18,1
NO ₂	mg/MJ	83,6	204	195	153	153	31
CO	mg/MJ	22,5	34,6	36,2	26,7	26,7	8,98
NMVOC	mg/MJ	6,34	10,8	12,2	7,18	7,18	1,59
PM10	mg/MJ	2,67	2,54	2,43	4,62	4,62	0,491
Gesamtstaub	mg/MJ	4,51	18,1	13,5	18,9	18,9	1,71
NH ₃	mg/MJ	215	8,53	9,01	57,1	57,1	0,00671
KEA fossil	kJ/MJ	979	999	992	880	880	355
KEA bio	kJ/MJ	921	985	985	1.780	1.780	0
KEA EE	kJ/MJ	21,9	38,8	36	27,4	27,4	2,69
KEA Kern	kJ/MJ	2,21	1,94	1,89	1,87	1,87	0,0597
KRA	g/MJ	59,9	71	70,5	132	132	57
Wasser	kg/MJ	0,2	30,4	2.720	50,6	50,6	0,084
Fläche IV	m ² /MJ	0	0	0	0	0	0
Fläche V	m ² /MJ	0,0129	0	0	0,059	0,059	0
Fläche VI	m ² /MJ	0,116	0,176	0,173	0	0	0
Fläche VII	m ² /MJ	<0,00001	<0,00001	<0,00001	<0,00001	<0,00001	<0,00001

a) aus Landnutzungsänderungen

Tabelle 28: Emissions- und Verbrauchsdatensätze der Basisvarianten für reines Pflanzenöl und hydrierte Öle (HVO)

	Einheit	Rapsöl	Palmöl	Palmöl, hydriert	Abfallöl, hydriert
CO ₂ fossil	g/MJ	21,6	16,5	21,7	8,99
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	3,61	112	113	0
CH ₄ fossil	g/MJ	0,0392	0,0296	0,0411	0,0195
CH ₄ bio	g/MJ	0,00002	0,127	0,128	0
N ₂ O	g/MJ	0,0613	0,0325	0,0328	0,000121
Σ CO₂Äq	g/MJ	40,9	30,0	36,0	9,51
Σ CO₂Äq	g/MJ	44,5	142	149	9,51
SO ₂	mg/MJ	22,2	75	76	4,9
NO ₂	mg/MJ	71,5	143	149	15,5
CO	mg/MJ	18,7	22,9	27,1	6,24
NM VOC	mg/MJ	5,84	6,68	7,65	1,52
PM10	mg/MJ	2,38	4,39	5,26	1,31
Gesamtstaub	mg/MJ	4,21	19,2	20,1	1,36
NH ₃	mg/MJ	224	59,2	59,6	0,0297
KEA fossil	kJ/MJ	332	227	306	137
KEA bio	kJ/MJ	961	1.840	1.860	0
KEA EE	kJ/MJ	21,7	27,2	27,2	2,38
KEA Kern	kJ/MJ	1,05	0,69	0,947	0,000372
KRA	g/MJ	50,3	124	1.970	2390
Wasser	kg/MJ	0,155	52,4	52,8	0,0575
Fläche IV	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche V	m ² /MJ	0,0135	0,0612	0,0617	0
Fläche VI	m ² /MJ	0,121	0	0	0
Fläche VII	m ² /MJ	<0,00001	<0,00001	<0,00001	<0,00001

a) aus Landnutzungsänderungen

2.4.4 Ergebniseinordnung

In Abbildung 45 finden sich neben den in BioEm berechneten THG-Emissionswerten (ohne Landnutzungsänderungen) die derzeit geltenden „typischen Werte“ der RED 2009 sowie entsprechende Werte von der well-to wheels-Studie (JEC 2013), aus GEMIS 4.93, Ecoinvent (v3) und BioEnergieDat. In Abbildung 46 werden die errechneten NO_x-Emissionen denen aus GEMIS, Ecoinvent und BioenergieDat gegenüber gestellt.⁴³ Bei der Interpretation (dieser Übersichten) ist jedoch zu beachten, dass die einzelnen Ergebnisse vielfach auf sehr unterschiedlichen Berechnungsmethoden und Eingangsdaten basieren.

Bei den **Treibhausgasemissionen** (ohne LUC-Werte) zeigt sich folgendes Bild:

1. Für die Mehrzahl der Pfade liegen die in diesem Vorhaben ermittelten Emissionswerte höher als die typischen Werte der RED von 2009. Die einzige Ausnahme bildet Biodiesel aus Sojaöl. Bei Getreide-basierten Bioethanol liegen die Werte über 55 mg CO₂Äq/MJ und würden damit die aktuelle Mindestanforderung für die THG-Einsparung nach RED nicht erfüllen (siehe dazu auch in der weiter unten folgenden Box: *Unterschiede in den Ergebnissen für Ethanol aus Mais – Europa / USA*).
2. Die Mehrzahl der BioEm-Emissionswerte liegen ausnahmslos niedriger als die entsprechenden Werte der Well-to-Wheels Studie Version 4 (JEC 2013). Die Ursachen dafür liegen in der unterschiedlichen Methodik, da JEC hier die Gutschriftenmethode anstelle der Allokationsmethode anwendet.
3. Auf Basis der Analysen und Auswertungen der Nachhaltigkeitsnachweise für das Jahr 2013 (BLE 2014) lässt sich dagegen Folgendes zusammenfassen:
Bei *Bioethanol* zeigt sich einer sehr gute Übereinstimmung für Zuckerrübe und Zuckerrohr (die BioEm-Werte sind hier um 3 % bzw. 8 % günstiger); für die Pfade auf Getreidebasis dagegen liegen die bei der BLE registrierten Werte erheblich niedriger: die BioEm-Faktoren für Ethanol aus Weizen und Mais (EU) um etwa 26 g CO₂Äq/MJ, für Ethanol aus Roggen und Mais (USA) beträgt der Unterschied immerhin noch 13 bis 14 g CO₂Äq/MJ.
Bei *Biodiesel* und *HVO* dagegen zeigt sich eine sehr gute Übereinstimmung: der Durchschnittswert für Biodiesel aus der BLE-Evaluierung von 42,8 g CO₂Äq/MJ liegt präzise in der Mitte des relativ engen Bandes von 39,4 (Palmöl) bis 49,5 g CO₂Äq/MJ (Rapsöl) bei BioEm.
Auch bei Palmöl-HVO besteht eine vergleichsweise gute Übereinstimmung.
4. Die Werte aus den Datenbanken GEMIS, Ecoinvent und BioEnergieDat liegen zumeist niedriger als die BioEm-Emissionsfaktoren; eine Ausnahme bildet Biodiesel aus Palmöl bei GEMIS.

Eine umfassender Vergleich all dieser Daten und eine dezidierte Analyse der Gründe für die Abweichungen ist aufgrund unterschiedlicher methodischer Ansätze, Eingangsdaten sowie vielfach unzureichender Dokumentation dazu sehr schwierig und führt über den Rahmen dieser Untersuchung deutlich hinaus.

Auch bei den **NO_x-Emissionen** zeigen sich überwiegend geringere Werte gegenüber den anderen Datenquellen (siehe Abbildung 46). Einzige Ausnahme ist Biodiesel aus Rapsöl bei GEMIS und Ecoinvent, die höhere Emissionswerte angeben als BioEm. Vor allem der Ecoinvent-Wert liegt deutlich höher, was insofern überrascht, da diese Datenquelle für Palmöl-Biodiesel sehr viel niedrigere Emissionen ausweist. Bei BioEm kommen neben den NO_x-Emissionen aus den weiten Transporten vor allem auch die mit höheren Emissionen versehenen Verarbeitungsprozesse in Südostasien zum Tragen (siehe dazu auch Abbildung 47).

⁴³ JRC (2014) enthält nur THG-Emissionen.

Auch hier würde eine präzisere Erklärung für diese Unterschiede eine intensive Analyse der Berechnungswege der anderen Datenquellen erfordern. Dies ist jedoch im Rahmen dieses Vorhabens in der erforderlichen Tiefe nicht möglich.

Tabelle 29: BioEm-Basisdatensätze für Biodiesel, HVO und Bioethanol im Vergleich mit anderen Datenquellen für THG- und NO_x-Emissionen

		BioEm	WTW4	RED 2009	BLE 2013	GEMIS 4.93	Eco- invent V2
Treibhausgasemissionen (ohne aLUC) in g CO₂Äq/MJ							
Bioethanol	Weizen	56,2	69,4	46	29,3	50,2	-
	Roggen	61,8	76,0	-	48,8	-	85,4
	Mais EU	61,6	80,3	37	35,6	50,3	-
	Mais US	59,1	68,9	-	44,7	-	80,9
	Zuckerrübe	37,3	40,3	33	40,2	29,0	26,4
	Zuckerrohr	22,9	9,2	24	23,5	29,3	20,5
Biodiesel	Rapsöl	49,5	53,9	46	51,4	56,1	72,9
	Sojaöl (AR/BR)	42,1	55,8	50	43,2	19,5	105,3
	Sojaöl (USA)	45,7	55,8	-	43,2	-	33,5
	Palmöl	39,4	31,2	32	43,1	58,6	49,1
	Altspeisefett	16,0	13,8	10	14,0	-	-
HVO	Palmöl	35,7	48,6	27	39,9	-	-
	Altspeisefett	9,5	8,1	-	-	-	-
Stickstoffoxide (NO_x) in mg/MJ							
Bioethanol	Weizen	127	-	-	-	90	107,5
	Mais EU	132	-	-	-	90	-
	Zuckerrübe	149	-	-	-	50	-
	Zuckerrohr	83	-	-	-	300	13,4
Biodiesel	Rapsöl	84	-	-	-	120	180
	Sojaöl (AR/BR)	195	-	-	-	89	108
	Palmöl	153	-	-	-	150	126

Abbildung 45: Ergebnisse der THG-Emissionen (ohne aLUC) für die Basispfade für Biodiesel, HVO und Bioethanol im Vergleich mit anderen Datenquellen

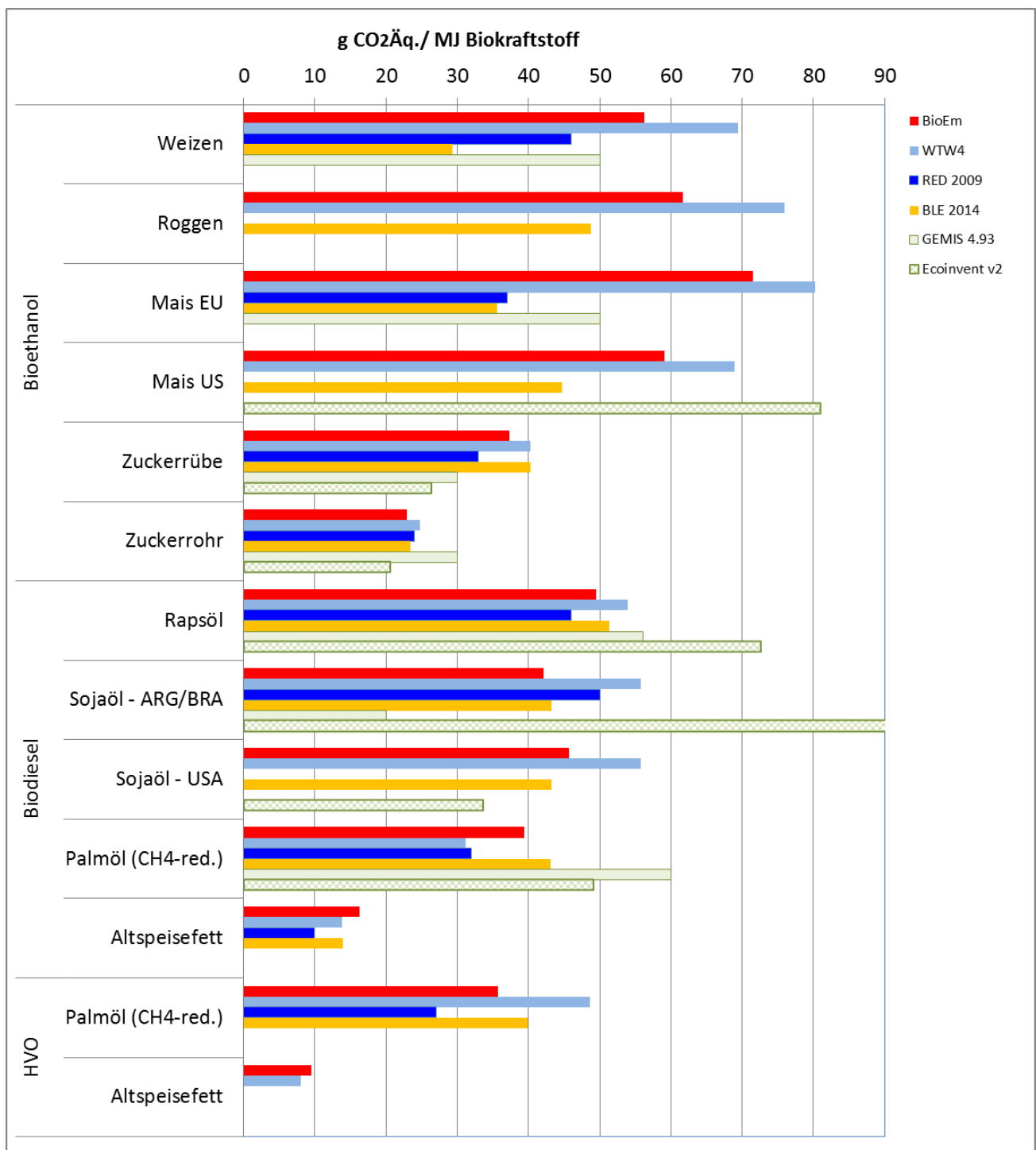


Abbildung 46: Ergebnisse der NO_x-Emissionen für die Basispfade für Biodiesel und Bioethanol im Vergleich mit anderen Datenquellen.

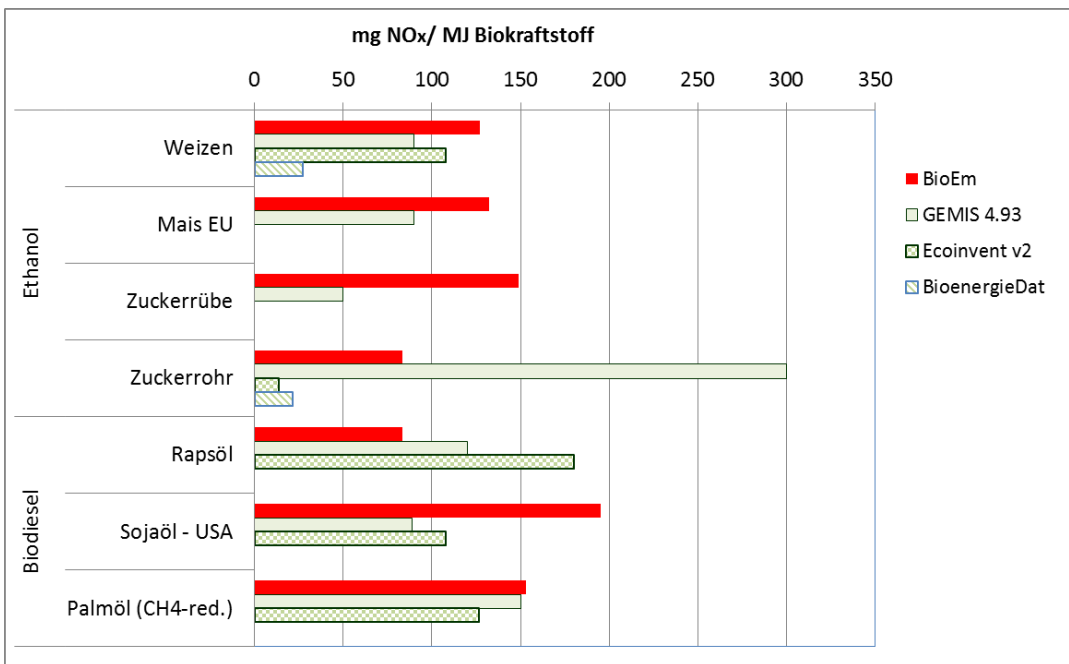
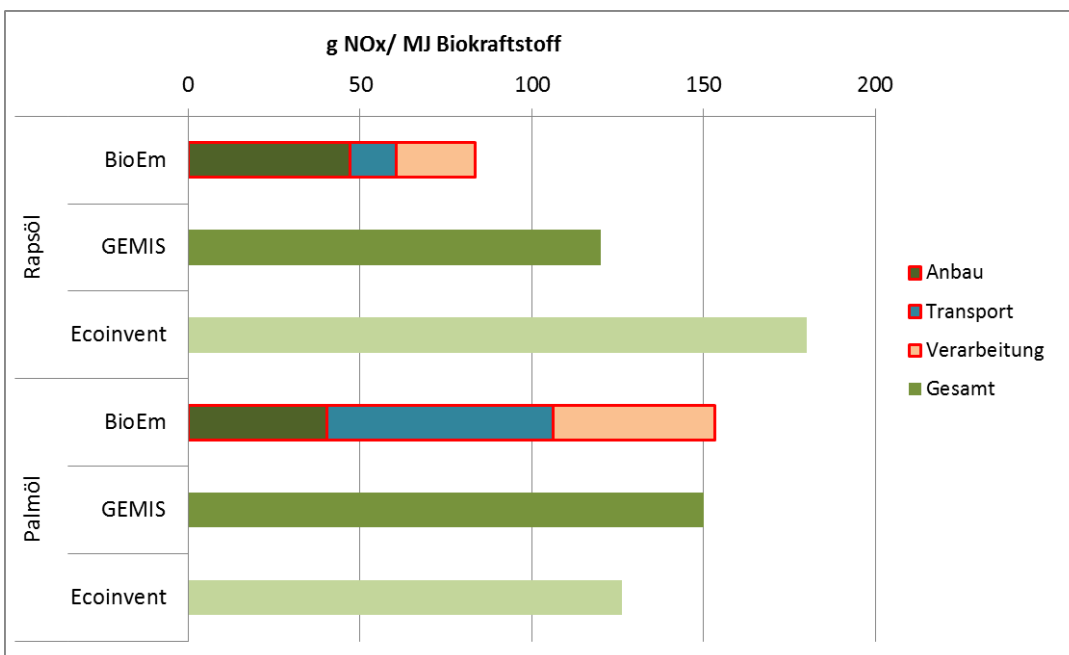


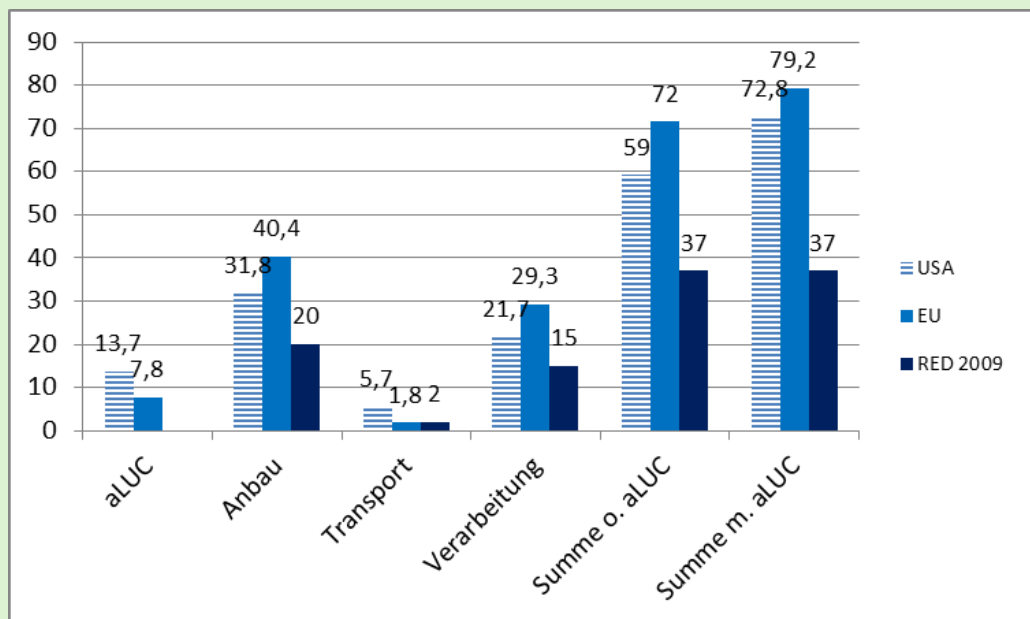
Abbildung 47: Vergleich der Ergebnisse der NO_x-Emissionen für die Basispfade für Biodiesel aus Rapsöl und Palmöl im Vergleich mit GEMIS und Ecoinvent.



Unterschiede in den Ergebnissen für Ethanol aus Mais – Europa / USA

Aus vielen Erkenntnissen, die eine genauere vergleichende Analyse dieser Werte liefern kann, wird hier beispielhaft Bioethanol aus Mais diskutiert. Es fällt auf, dass für Mais-Ethanol aus den USA mit 59 g CO₂-Äq/MJ zwar weniger als für das gleiche Erzeugnis aus der EU errechnet wird (62 g CO₂-Äq/MJ), beide Werte jedoch gleichfalls deutlich über den bisherigen 37 g CO₂-Äq/MJ der RED 2009 liegen (siehe auch Abbildung 48). Die Unterschiede beruhen im Wesentlichen auf drei Aspekten: Erstens die deutlich höheren Lachgasemissionen beim Anbau: JRC/BioEm: 2,68 kg N₂O/(ha*a), RED 2009/BioGrace: 0,824 kg N₂O/(ha*a). Noch stärker schlägt zu Buche, dass JRC anders als bei den früheren Berechnungen nun einen Trocknungsschritt für Mais einbezieht. Dieser leistet mit 12 g CO₂-Äq/MJ einen deutlichen Beitrag zur Gesamtbilanz. Drittens wurde bei BioEm in der Verarbeitung beim EU-Pfad wie bei den meisten Basisvarianten eine Energieeinstellung einheitlich *Strom aus der Netz/Wärme aus Erdgaskessel* angesetzt. Für den USA-Pfad dagegen wurde durch JRC eine spezifische Energievariante unterstellt (siehe auch Tabelle 24). Die niedrigeren Werte für Mais-Ethanol in den Standardwerten der RED beruhen dort auf dem Bezug von Strom und Wärme aus Erdgas-KWK. Dies macht etwa 7 g CO₂-Äq/MJ Unterschied.

Abbildung 48: Vergleich der Ergebnisse der THG-Emissionen für Mais-Bioethanol aus den USA und der EU mit den Werten der RED 2009.



3 Excel-basiertes Rechen-Tools

Für die Berechnungen aller Emissionswerte wurde im Rahmen von BioEm eine Excel-Arbeitsblattdatei angelegt, die alle erforderlichen Hintergrunddaten und Rechenschritte beinhaltet. Diese Datei wurde dem UBA als Bestandteil der gutachterlichen Arbeit ausgehändigt.

Folgende Prinzipien liegender Ausgestaltung dieses-Rechentools zu Grunde:

1. Jedem der 34 Basispfade ist eine Arbeitstabelle zugewiesen: z. B. „Weizen-Ethanol“, „Mais-Biogas“ oder Stammholz-Pellets“ (Inhaltsverzeichnis des Tools siehe Abbildung 49)
2. Innerhalb jeder Arbeitstabelle gibt es verschiedenen Variationsmöglichkeiten, wie z. B. Transportdistanzen, Auswahl zur Prozessenergie (siehe „technische Varianten in Tabelle 12, Tabelle 17 und Tabelle 22).
3. Der Aufbau jeder Arbeitstabelle folgt dem modularen Aufbau der Pfade, wobei im Kopfbereich die Ergebnisse bezogen auf MJ des jeweiligen Bioenergieträgers dargestellt werden. In der Grundgestaltung ist der Tabellenaufbau dem des BioGrace-Tools ähnlich – wodurch auch die methoden- und datenseitige Kongruenz mit der Berechnung der Standard- bzw. typischen Werte der RED gewährleistet werden kann. Dies betrifft die modulare Struktur der Pfade sowie die Verknüpfung mit einem Datenblatt, welches analog zu den *standard values* von BioGrace alle Hintergrundemissionsfaktoren (siehe Abbildung 50) enthält. ()
4. Die Eingabestruktur der Eingangsdaten für die Pfade wird jedoch gegenüber der Vorlage von BioGrace mit höherer Nutzerfreundlichkeit gestaltet; dies betrifft insbesondere die Wahl der Einheiten wie z.B.: Input an Rapssaat in die Ölmühle nicht in MJ sondern in kg.
5. Die Rechenblätter listen alle Input-Werte (z. B. Erträge, Energieaufwand) sowie die daraus resultierenden Bilanzergebnisse. Die Berechnung erfolgt über eine transparente Verknüpfung mit den Hintergrunddaten, die auf einem separaten Blatt aufgelistet sind (siehe Punkt 1).

Abbildung 51 veranschaulicht die Oberfläche und die Struktur des Tools am Beispiel des Blatts „Biomethan aus Mais“. Darin ist die Eingabestruktur zu erkennen und die Inputparameter – in diesem Fall für das erste Modul „Anbau“ mit Inputwerte wie Ertrag, Düngemiteleinsatz, Dieserverbrauch, Feldemissionen. Weiter unten im Blatt folgen dann die weiteren Schritte, wie der Transport, die Verarbeitung usw.

Die Berechnung erfolgt ebenfalls diesem Modulaufbau folgend jeweils rechts zeilenweise für alle Sachbilanzparameter (siehe Tabelle 9), jeweils in Verknüpfung mit den auf einem einzigen Blatt zusammengefassten Hintergrundemissionsfaktoren. Dort sind auch weitere Basisdaten aufgeführt wie z.B. Heizwerte. Diese werden für die Berechnung von Allokation eingesetzt, wo immer entsprechende Nebenprodukte auftreten.

Abbildung 49: Inhaltsverzeichnis des Rechen-Tools

Inhaltsverzeichnis zu den Bioenergiepfade

FLÜSSIGE BIOENERGIETRÄGER

Biodiesel 1 [Raps](#)
 2 [Soja](#)
 3 [Öpalme](#)
 4 [Altspeiseöle](#)

Ethanol 5 [Weizen](#)
 6 [Mais-EU](#)
 7 [Mais-USA](#)
 8 [Roggen](#)
 9 [Zuckerrübe](#)
 10 [Zuckerrohr](#)

Pflanzenöl 11 [Raps](#)
 12 [Öpalme](#)

Hydrieröl 13 [Öpalme](#)
 14 [Altspeiseöle](#)

GASFÖRMIGE BIOENERGIETRÄGER

Biogas 15 [Mais](#)
 16 [GPS-Silage \(Weizen\)](#)
 17 [Grasschnitt / Extensiv-Grünland](#)
 18 [Gülle](#)
 19 [organische Reststoffe](#)

Biomethan 20 [Mais](#)
 21 [GPS-Silage \(Weizen\)](#)
 22 [Grasschnitt / Extensiv-Grünland](#)
 23 [Gülle](#)
 24 [organische Reststoffe](#)
 25 [Industriereststoffe \(Schlempe\)](#)

FESTE BIOENERGIETRÄGER

Scheitholz 26 [Scheitholz](#)

Altholz 27 [Altholz](#)

Holz hackschnitzel 27 [Waldrestholz](#)
 28 [Pappel](#)
 29 [Stammholz](#)
 30 [Industrierestholz](#)

Holzpellets 31 [Waldrestholz](#)
 32 [Pappel](#)
 33 [Stammholz](#)
 34 [Industrierestholz](#)

- [Hintergrunddaten](#)
- [Ergebnistabellen](#)
- [Diagramme Vergleich](#)
- [LUC](#)
- [Info](#)

Abbildung 50: Ausschnitt aus dem Datenblatt „Hintergrunddaten“ des Rechen-Tools

1		2		3		4		5		6		7		8		9		10		11	
Hintergrunddaten		Inhaltsverzeichnis		Dichte		LHV		Kraftstoff-		Treihausg.											
		kg/m ³		MJ/kg		verbrauch		MJ/tkm		gCO ₂ fazrill/kg		gCO ₂ biogen/kg		gCH ₄ fazrill/kg		gCH ₄ biogen/kg		gN ₂ O/kg		gCO _{2-eq} /kg	
Global Warming Potentials (GWPs)																					
CO ₂ fazrill		1																			
CO ₂ biogen		1																			
CH ₄ fazrill		25																			
CH ₄ biogen		25																			
N ₂ O		298																			
Landwirtschaftliche Einsatzstoffe																					
N-Dünger										3680,0		7,49		2,35		4.567,8					
P2O5-Dünger										1128,5		0,0		0,03		1.190,9					
K2O-Dünger										579,4		0,0		0,01		610,8					
CaO-Dünger (kg CaCO3)										42,0		0,0		0,00		44,7					
Pestizide										18870		0		0,03		19.781,3					
Setzlinge - Ölpalme										0		0,00		0,00		0,0					
Saatgut - Soja										0		0,00		0,00		0,0					
Saatgut - Mais										176		0		0,41		304,3					
Saatgut - Zuckerrübe										2446		0		0,07		2.584,5					
Saatgut - Raps										535		0		1,02		863,6					
Setzlinge - Zuckerrohr										0		0,00		0,00		0,0					
Saatgut - Pappelstecklinge										9		0		0,00		9,0					
Saatgut - Weizen										175,6		0,0		0,41		304,3					
Saatgut - Roggen										205,3		0,0		0,01		216,9					
Saatgut - Gras										0,0		0,0		0,00		0,0					
Brennstoffe - gasförmig																					
Erdgas (Marginalmix)				49,2																	
LPG				46,0																	
Methan				50,0																	
Brennstoffe - flüssig																					
Diesel		832,0		43,1																	
Benzin		745,0		43,2																	
Bunkeröl (3,5% S)		970,0		40,5																	
Brennstoffe - fest																					
Weizen-GPS-Biogas		Weizen-GPS-Biomethan		Gras-Biogas		Gras-Biomethan		Gülle-Biogas		Gülle-Biomethan											

Abbildung 51: Ausschnitt der Oberfläche des Rechenblatts, beispielhaft am Blatt zu Biomethan aus Mais

Biomethan aus Mais

Einstellungen

Gärrestlager	
geschlossen	
Aufbereitungstechnologie	
Druckwasserwäsche (PWS)	
Abgasbehandlung	
Abgasverbrennung	

Inputdaten

Landnutzungsänderungen	
Landnutzungsänderung (aLUC)	268 kg CO ₂ eq / ha*a

Anbau	
Ertrag	
Mais (Ganzpflanze)	40,8 t / ha*a
Wassergehalt	65% %
Dünger & Pestizide	
N-Dünger	63,2 kg N / ha*a
P ₂ O ₅ -Dünger	38,5 kg P ₂ O ₅ / ha*a
K ₂ O-Dünger	24,0 kg K ₂ O / ha*a
CaO-Dünger (kg CaCO ₃)	459 kg CaCO ₃ / ha*a
Gesamt	124 kg / ha*a

Inhaltsverzeichnis

Hintergrunddaten

Landnutzungsänderung (e)
Anbau (ec)
Transport (etd)
Verarbeitung (ep)
Gesamt

KUP-Pellets
Mais-Biogas
Mais - Biomethan
Weizen-GPS-Biogas
Weizen-GPS-Biomethan
Gras-Biogas

4 Zusammenfassung und abschließende Bewertung

Mit dieser Arbeit werden für rund 30 für Deutschland relevante Bioenergiepfade umfassende Emissions-, Ressourcen- und Flächenverbrauchsbilanzen vorgelegt. Die Berechnung lehnt sich bezüglich der Methodik und der Hintergrunddaten so nahe wie möglich an die „typischen Werte“ der einschlägigen Regelwerke der EU-Kommission an. Für die Biokraftstoffe setzt die Erneuerbaren Energie-Richtlinie (RED 2009) oder vielmehr die typischen Werte, wie sie für die bevorstehende Erneuerung der RED erwartet werden, den Maßstab. Für die festen und gasförmigen Bioenergieträger ist das Arbeitspapier der Kommission SWD (2014) der Standard. Der Sinn dieser Angleichung besteht in einer Harmonisierung der Emissionsfaktoren für die deutsche Berichterstattung.

Die enge methodische Anlehnung an die Regeln von RED 2009 und SWD (2014) wurde im ersten Teil dieses Berichts kritisch analysiert und einem Vergleich mit möglichen Alternativen unterzogen. Sie Mehrzahl der Regeln wird als sinnvoll bewertet:

Die Berücksichtigung der **Nebenprodukte** über Allokation nach unterem Heizwert wird im Zusammenhang mit dem überwiegenden Energiekontext als insgesamt beste Option gesehen. Als alternativer Parameter wäre der Marktpreis zwar näher am real bemessenen „Wert“ der jeweiligen Produkte und universell für alle Arten von Produktnutzen anwendbar. Jedoch sind zuverlässige Daten zu den Preisen nur für wenige Produkte wirklich verfügbar. Die Gutschriftenmethode wird häufig als Ansatz gewertet, der die tatsächlichen Konsequenzen der Nebenprodukte in der Stoffwirtschaft beschreiben soll. Hier wiederum ist man weit sehr stark auf Annahmen, Postulate und Szenarien angewiesen. Regelmäßige und präzise Marktanalysen wären hierzu erforderlich, da ansonsten gerade nicht die „Wirklichkeit“ abgebildet wird, sondern ein mögliches Potenzial.⁴⁴

Bei der Berechnung der Feldemissionen mit **Lachgas (N₂O)** bietet das von JRC entwickelte sogenannte GNOC-Modell eine global einheitliche Basis, die anders als die IPCC Tier 1-Methode auch regionale und anbauspezifische Faktoren einbezieht. Diese Entwicklung wird ausdrücklich begrüßt. Die vergleichsweise hohen Werte, die in die neuen Standardwerte einfließen dürften, sind im Sinne konservativer Defaults durchaus akzeptabel und bieten Anreiz zur Berechnung tatsächlicher Werte für die Zertifizierung. Zur Wahrung der Kongruenz der BioEm-Werte mit den Werten der EU-Regelungen werden hier die höheren Lachgasemissionen übernommen.

Die Einbeziehung der **Nutzungseffizienz** bei Strom-/Wärmeerzeugung durch Biomasse kann fallweise zu sehr abweichenden Ergebnissen führen gegenüber einer Bewertung allein auf der Ebene der Brennstoffe. Werden effizient und nachhaltig erzeugte Biobrennstoffe in Energieanlagen mit sehr niedrigen Wirkungsgraden eingesetzt, so ist der effektive Einspareffekt deutlich reduziert. Würde man dies nicht berücksichtigen, würde man Einsparungen in Rechnung bringen, die nicht mit der Realität übereinstimmen. Die Bewertung auf der Basis der tatsächlich erzeugten Nutzenergie ist somit aussagekräftiger im Hinblick auf den effektiven Nutzen der Bioenergie.

Der methodische Ansatz Strom und Wärme über eine Allokation nach der *Exergie* vergleichbar zu machen, wird als fachlich stimmig bewertet. Relevante Unterschiede in den Ergebnissen gegenüber der möglichen Alternative der sogenannten „finnischen Methode“ sind nur in den Randbereichen festzustellen (z.B. bei sehr hohen oder bei niedrigen Temperaturen der genutzten Wärme).

⁴⁴ Im Übrigen stellt die Zurechnung der vollen Gutschrift für ein Nebenprodukt zu Gunsten des im Fokus stehenden (Bioenergie-)Produkts ein problematisches Präjudiz dar, da hierbei unterstellt wird, allein der Bioenergieträger sei der Treiber für die berechneten Effekte. In für das UBA durchgeführte Ökobilanzen wird jedoch bei ähnlichen Allokationen häufig die 50-Prozent-Regel angewandt: die Teilung der Gutschrift zwischen dem System des Hauptprodukts und dem System, in welchem das Nebenprodukt Verwertung findet.

Im **Ergebnis** sind die auf der Basis des gewählten Methodengerüsts und der harmonisierten Hintergrunddaten errechneten THG-Emissionsfaktoren für die betrachteten Bioenergiepfade bei den *festen und gasförmigen Bioenergieträgern* nahezu identisch mit den *typischen Werten* von JRC (2014). Kleinere Abweichungen ergeben sich nur dort, wo die Autoren eine Präzisierung anhand von für die deutsche Situation zutreffenderen Daten getroffen haben (z. B. bei der Methanaufbereitungstechnik). Ein erheblicher Einflussfaktor auf die Ergebnisse bei Biogas ist der Bonus für die Vergärung von Gülle. Mit dieser Vorgabe aus dem SWD (2014) dürfte jede Betriebssituation einer Biogasanlage mit mehr als 20 % Anteil Gülle im Inputgemisch zu insgesamt „negativen“ THG-Emissionen führen.

Bei den *Biokraftstoffen* liegen die BioEm-Ergebnisse für fast alle Pfade höher als die typischen Werten der noch geltenden RED 2009. Die neuste Fassung der wtw-Studie (JEC 2014) bestätigt diesen Trend nach oben. Da das Update der Standardwerte noch nicht vorliegt, ist eine genaue Angleichung der Werte an die neuen Werte möglich. Von erheblichen Abweichungen ist jedoch nach Stand der Lage im Dezember 2014 nicht auszugehen.

Vergleiche mit anderen Datenbanken machen die z.T. großen Bandbreiten der Ergebnisse für Bioenergieträger deutlich. Mit den hier vorgelegten Emissionsfaktoren liegt jedoch erstmals ein umfassender Datensatz vor, der mit den Methodenvorgaben der EU-Regelungen genau übereinstimmen und auch mit den entsprechenden Hintergrunddaten (weitgehend) harmonisiert ist.

In dieser Studie wurde außerdem ein Vorschlag zur Einbeziehungen generalisierter THG-Emissionen aus Landnutzungsänderungen in Ansatz gebracht. Dieser führt vor allem für die Bioenergieträger aus Ländern mit real hohen Anteilen an Entwaldungen und Grünlandumbrüchen zu hohen Emissionswerten.

5 Quellenverzeichnis

AEBIOM 2013: Forest Sustainability and Carbon Balance of EU Importation of North American Forest Biomass for Bioenergy Production; <http://www.aebiom.org/wp-content/uploads/2013/09/Final-Carbon-Study-Report-AEBIOM.pdf>

Agostini, A., Giuntoli, J., Boulamanati, A.: Carbon accounting of forest bioenergy - Conclusions and recommendations from a critical literature review; JRC Technical Report EUR 25354 EN; 2013;

Beil, M., Beyrich, W.: 2012: Aktueller Stand der Biogaserzeugung, Biogasaufbereitung und Biogaseinspeisung in Deutschland; DBI Fachforum Biogas, Tagungsbandbeitrag, Leipzig, 21.11.2012

BfN – Bundesanstalt für Naturschutz (2014): Grünland-Report – alles im grünen Bereich?; Stand: Juli 2014
http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/presse/2014/PK_Gruenlandpapier_30.06.2014_final_layout_barrierefrei.pdf

BioGrace (2012): BioGrace Calculation Rules version 4c; 2012
http://www.biograce.net/app/webroot/files/file/BioGrace_calculation_rules_-_version_1b_-_Public_DE.pdf

BLE (2014): Evaluations- und Erfahrungsbericht für das Jahr 2013 (Biomassestrom-Nachhaltigkeitsverordnung und Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung), Bonn 2014

BMEL (2014): Der Wald in Deutschland - Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur; Herausgegeben vom Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft; Bonn, 2014

Boulamanti A. K., Donida Maglio S., Giuntoli J., Agostini A., (2013), 'Influence of different practices on biogas sustainability', Biomass and Bioenergy (53) 149 – 161.

BR 2014 Bundesrepublik Deutschland: Fortschrittsbericht nach Artikel 22 der Richtlinie 2009/28/EG zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen

Buhaug, Ø., Corbett, J. J., Eyring, V., Endresen, Ø., Faber, J. et al. (2009): Second IMO GHG Study 2009. prepared for International Maritime Organization (IMO), London, UK, April 2009.

Bundesverband der deutschen Bioethanolwirtschaft: Marktdaten 2013 (Stand: Juli 2014),
http://www.bdbe.de/index.php/download_file/view/432/1218/

DBFZ: Stromerzeugung aus Biomasse (Vorhaben IIa Biomasse), Zwischenbericht Juni 2014, Leipzig 2014.

DBFZ/vTI/Gewitra: Emissionsanalyse und Quantifizierung von Stoffflüssen durch Biogasanlagen im Hinblick auf die ökologische Bewertung der landwirtschaftlichen Biogasgewinnung und Inventarisierung der deutschen Landwirtschaft; finanziert durch BMELV; FKZ: 22023606, Leipzig, Braunschweig, Troisdorf 2011

dena (2014): Branchenbarometer Biomethan. - Daten, Fakten und Trends zur Biogaseinspeisung.1/2014.
http://www.biogaspartner.de/fileadmin/biogas/documents/Branchenbarometer/Branchenbarometer_Biomethan_I_2014.pdf.

DIN EN 16214-4:2013-04: Nachhaltigkeitskriterien für die Herstellung von Biokraftstoffen und flüssigen Biobrennstoffen für Energieanwendungen - Grundsätze, Kriterien, Indikatoren und Prüfer - Teil 4: Berechnungsmethoden der Treibhausgasemissionsbilanz unter Verwendung einer Ökobilanz“ zu beziehen über: <http://www.beuth.de/de/norm/din-en-16214-4/152979862>

DEPV 2014 http://depv.de/de/home/marktdaten/entwicklung_pelletheizungen/

Ecoinvent (2007): Life Cycle Inventories of Chemicals; Ecoinvent Data v2.0 (2007); econinvent report No. 8, Dübendorf, Dezember 2007.

EMEP/EEA (2012): EMEP/EEA air pollutant emission Inventory Guidebook 2009 (Update 2012) - 1.A.3.b Road Transport.

EMEP/EEA 2013, air pollutant emission inventory guidebook, Technical report N12/2013. Part B 1.A.3.b.i-iv.

EU Kommission (2014): State of play on the sustainability of solid and gaseous biomass used for electricity, heating and cooling in the EU; Commission Staff Working Document: SWD(2014) 259 final; Brussels, 28.7.2014
http://ec.europa.eu/energy/renewables/bioenergy/doc/2014_biomass_state_of_play.pdf. aufgerufen am 07.08.2014

Fehrenbach, H. (2010): Ermittlung von disaggregierten Standardwerten für den Anbau auf der Ebene der NUTS2-Regionen für die Berichtspflicht nach Artikel 19 Absatz 2 der Erneuerbare-Energien-Richtlinie; im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; Oktober 2010.

Fehrenbach, H. (2014): ILUC und Nachhaltigkeitszertifizierung – (Un-)Vereinbarkeit, bleibende Lücken, Chancen; in Hirschl, B. et al.: Biokraftstoffe zwischen Sackgasse und Energiewende - Sozial-ökologische und transnationale Perspektiven; oekom verlag, 2014; ISBN: 9783865818836

Franke, B.; Reinhardt, G.; Malavelle, J.; Faaij, A.; Fritsche, U. (2013) Global Assessments and Guidelines for Sustainable Liquid Biofuels. A GEF Targeted Research Project. Heidelberg/Paris/Utrecht/Darmstadt, 2013.
<http://www.unep.org/bioenergy/Portals/48107/publications/Global%20Assessment%20and%20Guidelines%20for%20Biofuels.pdf>

FNR (2013) Leitfaden Biogas - von der Gewinnung zur Nutzung; Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. Bestell-Nr. 208; 2013

FV Biogas (2011): Stellungnahme des Fachverbandes Biogas e.V. zum Hintergrundpapier des NABU Landesverbandes Schleswig-Holstein „Agrargasanlagen und Maisanbau – Eine kritische Umweltbilanz“ (von Fritz Heyde-mann).
http://www.biogas-in-sh.de/downloads/FvB_Stellungnahme_Maisanbau.pdf

GBEP (2011): The Global Bioenergy Partnership Sustainability Indicators for Bioenergy; available at
<http://www.globalbioenergy.org/programmeofwork/task-force-on-sustainability/gbep-report-on-sustainability-indicators-for-bioenergy/en/>

GEMIS (2014): Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS), version 4.9, <http://www.iinas.org/gemis-download-de.html>

gewitra (2009): Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bioabfällen. UFO-Plan FKZ 206 33 326, Februar 2009

GREET 2014: The Greenhouse Gases, Regulated Emissions, and Energy Use in Transportation Model. Argonne National Laboratory; <https://greet.es.anl.gov/greet/index.htm>

HWSD (2009) - Harmonized World Soil Database (Version 1.1); by FAO/IIASA/ISRIC/ISSCAS/JRC; Rome, Italy and IIASA, Laxenburg, Austria; http://iet.jrc.ec.europa.eu/bf-ca/sites/bf-ca/files/files/documents/eur25354en_online-final.pdf

IFEU (2008): Optimierungen für einen nachhaltigen Ausbau der Biogaserzeugung und -nutzung in Deutschland“, Im Auftrag des BMU; FKZ: 0327544; 2008

IFEU, GVM, Integrahil (2014): Prüfung und Aktualisierung der Ökobilanzen für Getränkeverpackungen; Im Auftrag des Umweltbundesamtes, FKZ 3711 92 315, laufendes Vorhaben, Abschluss erwartet Ende 2014

IFEU, Integrah, Öko-Institut (2015): Aktualisierung der UBA-Methodik zur Ökobilanzierung; Im Auftrag des Umweltbundesamtes, Nr.: 23128, laufendes Vorhaben, Abschluss erwartet im Jahr 2015

IFEU, Öko-Institut, IVE / RMCN (2011): Ecological transport information tool or worldwide transports - Methodology and data update. Commissioned by DB Schenker Germany and UIC (International Union of railways); Berlin, Hannover, Heidelberg, 2011.

IFEU/Öko-Institut, PROSA Technisch getrocknete Holzhackschnitzel / Holzpellets, Heidelberg, 2011
<http://www.oeko.de/oekodoc/1277/2011-409-de.pdf>

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2013); www.obt.inpe.br/prodes/ .

IPCC (2013): Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp.

IPCC (2007): Climate Change 2007 Fourth Assessment Report;
https://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/en/contents.html

IPCC (2006): IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.

IPCC (2001): Climate Change 2001: Third Assessment Report; The Scientific Basis;
http://www.grida.no/publications/other/ipcc_tar/?src=/climate/ipcc_tar/

IPCC (1995): Climate Change 1995, Second Assessment Report;
https://www.ipcc.ch/ipccreports/sar/wg_1/ipcc_sar_wg_1_full_report.pdf

ISI/GfK/BASE/IREES/IFE: Energieverbrauch des Sektors Gewerbe, Handel, Dienstleistungen(GHD) in Deutschland für die Jahre 2007 bis 2010 - Sonderbericht zu Erneuerbaren Energien im Sektor GHD. Endbericht an das Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie (BMWi), Karlsruhe, München, Nürnberg, März 2013.
<http://www.bmwi.de/Dateien/Energieportal/PDF/sondererhebung-zur-nutzung-erneuerbarer-energien-im-ghd-sektor-2010.property=pdf,bereich=bmwi2012,sprache=de,rwb=true.pdf>

IWES : <http://biogas.fnr.de/biogas-gewinnung/anlagentechnik/biogasaufbereitung/>

JEC - Joint Research Centre / EUCAR / Concawe (2013): Well-to-Wheels Analysis of Future Automotive Fuels and Powertrains in the European Context” (Report EUR 26028 EN - 2013); <http://iet.jrc.ec.europa.eu/about-jec/downloads>

Joanneum Research (2014): zitiert in: IINAS, EFI, JR: Forest biomass for energy in the EU: current trends, carbon balance and sustainable potential; im Auftrag von BirdLife, EBB und T&E, Darmstadt, Madrid, Joensuu, Graz, 2014

JRC - Joint Research Centre (2013): Assessing GHG default emissions from biofuels in EU legislation; Review of the input database to calculate 'Default GHG emissions', following expert consultation, 22–23 November 2011, Ispra (Italy); Report EUR 25595 EN; Ispra 2013
<http://bookshop.europa.eu/de/assessing-ghg-default-emissions-from-biofuels-in-eu-legislation-pbLBNA25595/>

JRC - Joint Research Centre (2014): Solid and gaseous bioenergy pathways: input values and GHG emissions; Calculated according to the methodology set in COM(2010) 11 and SWD(2014) 259; JRC Report EUR 26696 EN; Ispra 2014.
http://ec.europa.eu/energy/renewables/bioenergy/doc/2014_jrc_biomass_report.pdf

Kaltschmitt, M.; Reinhardt, G., A. (1997): Nachwachsende Energieträger: Grundlagen, Verfahren, ökologische Bilanzierung; Vieweg, Braunschweig/Wiesbaden, 1997.

KLU - Kommission Landwirtschaft beim Umweltbundesamt: Biogaserzeugung und -nutzung: Ökologische Leitplanken für die Zukunft; Position // November 2013

http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/biogaserzeugung_und_nutzung_oekologische_leitplanken_fuer_die_zukunft.pdf

Köppen, S., Fehrenbach, H., Eppler, U., Fritsche, U., Markwardt, S., Hennecke, A. (2014): Implementing the GBEP Indicators for Sustainable Bioenergy in Germany; Bericht im Auftrag des BMWi, Heidelberg, Darmstadt 2014

https://www.ifeu.de/nachhaltigkeit/pdf/IFEU_IINAS%20%282014%29%20GBEP%20Application%20of%20indicators%20in%20Germany_FINAL%20REPORT_2014-31-10.pdf

KTBL, Faustzahlen für die Landwirtschaft, 14. Auflage, Darmstadt 2009

Larsen, H.H. (1998): The 2,400 MTPD Methanol Plant at Tjeldbergodden; presented to 1998 World Methanol Conference, Frankfurt, Germany, December 8-10; 1998; prepared by Anders Gedde Dahl and Karl Jorgen Kristiansen, Statoil a/s, Tjeldbergodden, Norway.

LBSt – Ludwig Bölkow Systemtechnik (2014): References for BioGrace Standard Values; internes Arbeitspapier von LBSt an IFEU übermittelt; Bonn, Stand 18.07.2014

Leip et al. (2008): Linking an economic model for European agriculture with a mechanistic model to estimate nitrogen and carbon losses from arable soils in Europe; Biogeosciences, 5, 73-94, 2008

Liebetrau, J., Clemens, J., Cuhls, C., Hafermann, C., Friehe, J., Weiland, P. and Daniel-Gromke, J., 2010, 'Methane emissions from biogas-producing facilities within the agricultural sector', Eng. Life Sci., (10) 595–599.

Mantau; U: (2012): Holzrohstoffbilanz Deutschland - Entwicklungen und Szenarien des Holzaufkommens und der Holzverwendung von 1987 bis 2015, Hamburg. http://literatur.vti.bund.de/digbib_extern/dn051281.pdf

MAPA, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (2013): Statistical Yearbook of Agrienergy 2012; Brasilia 2013; http://www.agricultura.gov.br/arq_editor/file/Desenvolvimento_Sustentavel/Agroenergia/anuario_agroenergia_web_2012.pdf

Matthews et al. (2014), Review of literature and key issues on biogenic carbon and life cycle assessment of forest bioenergy, Forest Research, Task 1 Report.

http://ec.europa.eu/energy/renewables/studies/doc/2014_05_review_of_literature_on_biogenic_carbon_report.pdf

NESTE: Renewable raw material procurement. <http://2013.nesteoil.com/business/renewable-fuels/Renewable-raw-material-procurement/>

OVID: <http://www.ovid-verband.de/unsere-branche/daten-und-grafiken/>

RAIFFEISEN: EU verhängt endgültige Strafzölle auf Biodieselimporte. <http://www.raiffeisen.com/news/artikel/30229993>

RWI/forsa 2013 : Rheinisch-Westfälisches Institut für Wirtschaftsforschung (RWI) und forsa Gesellschaft für Sozialforschung und statistische Analysen mbH: Erhebung des Energieverbrauchs der privaten Haushalte für die Jahre 2009-2010. Teilbericht für das Projekt Erhebung des Energieverbrauchs der privaten Haushalte für die Jahre 2006-2010, Forschungsprojekt Nr. 54/09 des Bundesministeriums für Wirtschaft und Technologie, BMWi

Stehfest, E., Bouwman, L., 2006. N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 74(3), pp.207–228.

TOPAGRAR. Strafzölle auf US-Biodiesel eingeführt. <http://www.topagrar.com/news/Energie-News-Strafzoelle-auf-US-Biodiesel-eingefuehrt-135033.html>

UBA– Umweltbundesamt: Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2014 - Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2012; UBA-Bericht CLIMATE CHANGE 24/2014

UBA– Umweltbundesamt: Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger - Bestimmung der vermiedenen Emissionen im Jahr 2012.
http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/climate_change_15_2013_emissionsbilanz_erneuerbarer_energetraeger.pdf

UBA – Umweltbundesamt: 2012a: Bioenergie - Datengrundlagen für die Statistik der erneuerbaren Energien und Emissionsbilanzierung. Ergebnis-bericht zum Workshop vom Juli 2011, Dessau-Roßlau 2012

UBA – Umweltbundesamt: Heizen mit Holz. Ein Ratgeber zum richtigen und sauberen Heizen, Ausgabe 2010

UFOP: Marktinformation Ölsaaten und Biokraftstoffe, Ausgabe April 2014.
http://www.ufop.de/files/1513/9419/6275/RZ_MI_0314b.pdf

Zörner (2010): Ökologische und Ökonomische Optimierung von bestehenden und zukünftigen Biogasanlagen; Vortrag; 19. OTTI-Symposium Bioenergie; gehalten am 26.11.2010

ANHANG

I. Ergebnistabellen

A. Biogas / Biomethan

Tab. A-1: Basisdatensatz für **Biogas aus Maissilage**
(geschlossenes Gärrestlager, Strom aus dem Netz, Wärme aus eigenem Erzeugung)

	Einheit	Anbau	Transport	Verarbeitung	Summe
CO ₂ fossil	g/MJ	5,34	0,339	7,09	12,8
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	0	0	1,730
CH ₄ fossil	g/MJ	0,0095	0,000543	0,0156	0,0257
CH ₄ bio	g/MJ	0	0	0,2000	0,2000
N ₂ O	g/MJ	0,0311	0	0,000254	0,0314
Σ CO₂Äq	g/MJ	14,9	0,355	12,60	29,5
SO ₂	mg/MJ	4,76	0,182	15,8	20,7
NO ₂	mg/MJ	31,7	2,64	20,9	55,2
CO	mg/MJ	9,44	0,463	2,5	12,4
NM VOC	mg/MJ	3,21	0,157	0,000169	3,37
Gesamtstaub	mg/MJ	1,36	0,0257	1	2,39
PM10	mg/MJ	1,88	0,0261	1,04	2,94
NH ₃	mg/MJ	49,5	0,00169	0,00966	49,5
KEA fossil	kJ/MJ	77,3	4,71	98,3	180
KEA bio	kJ/MJ	1550	0	0	1550
KEA EE	kJ/MJ	10,2	1,16	0,0387	11,4
KEA Kern	kJ/MJ	0,336	0,0219	0,000108	0,358
KRA	g/MJ	265	0,224	4,68	270
Wasser	kg/MJ	0,0169	0,00000313	0,272	0,289
Fläche IV	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche V	m ² /MJ	0,00644	0	0	0,00644
Fläche VI	m ² /MJ	0,0580	0	0	0,0580
Fläche VII	m ² /MJ	6,99E-09	1,12E-10	0,000000225	0,000000232

a) aus Landnutzungsänderungen

Tab. A-2: Basisdatensatz für **Biomethan aus Maissilage**
(geschlossenes Gärrestlager, PWS, Abgasverbrennung)

	Einheit	Anbau	Transport	Verarbeitung	Summe
CO ₂ fossil	g/MJ	6,03	0,383	18,00	24,5
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	0	0	1,950
CH ₄ fossil	g/MJ	0,0108	0,000613	0,0397	0,0511
CH ₄ bio	g/MJ	0	0	0,226	0,226
N ₂ O	g/MJ	0,0352	0	0,000763	0,0359
Σ CO₂Äq	g/MJ	16,8	0,401	24,90	44,1
SO ₂	mg/MJ	5,38	0,206	40,2	45,7
NO ₂	mg/MJ	35,8	2,98	59,5	98,3
CO	mg/MJ	10,7	0,522	9,56	20,7
NMVOG	mg/MJ	3,62	0,177	0,287	4,09
Gesamtstaub	mg/MJ	1,54	0,029	2,56	4,13
PM10	mg/MJ	2,12	0,0295	2,66	4,81
NH ₃	mg/MJ	55,9	0,00191	0,0246	55,9
KEA fossil	kJ/MJ	87,3	5,31	250	343
KEA bio	kJ/MJ	1.750	0	0	1.750
KEA EE	kJ/MJ	11,6	1,31	0,0985	13
KEA Kern	kJ/MJ	0,379	0,0247	0,000274	0,404
KRA	g/MJ	299	0,253	11,9	312
Wasser	kg/MJ	6,03	0,383	18,0	24,5
Fläche IV	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche V	m ² /MJ	0,00728	0	0	0,00728
Fläche VI	m ² /MJ	0,0655	0	0	0,0655
Fläche VII	m ² /MJ	7,89E-09	1,26E-10	0,000000573	0,000000581

a) aus Landnutzungsänderungen

Tab. A-3: Basisdatensatz für **Biogas aus Weizen-GPS**
(geschlossenes Gärrestlager, Strom aus dem Netz, Wärme aus eigenem Erzeugung)

	Einheit	Anbau	Transport	Verarbeitung	Summe
CO ₂ fossil	g/MJ	5,40	0,35	7,09	12,8
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	0	0	2,42
CH ₄ fossil	g/MJ	0,0095	0,000561	0,0156	0,0256
CH ₄ bio	g/MJ	0	0	0,2	0,2
N ₂ O	g/MJ	0,0262	0	0,000254	0,0265
Σ CO₂Äq	g/MJ	13,4	0,367	12,60	28,8
SO ₂	mg/MJ	4,85	0	15,8	20,6
NO ₂	mg/MJ	21,2	0	20,9	42,1
CO	mg/MJ	6,37	0	2,5	8,87
NM VOC	mg/MJ	1,94	0	0,000169	1,94
Gesamtstaub	mg/MJ	0,788	0	1	1,79
PM10	mg/MJ	1,46	0	1,04	2,5
NH ₃	mg/MJ	58,6	0	0,00966	58,6
KEA fossil	kJ/MJ	81,7	0	98,3	180
KEA bio	kJ/MJ	1.620	0	0	1.620
KEA EE	kJ/MJ	6,65	0	0,0387	6,69
KEA Kern	kJ/MJ	0,294	0	0,000108	0,294
KRA	g/MJ	273	0	4,68	278
Wasser	kg/MJ	0,0128	0	0,272	0,285
Fläche IV	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche V	m ² /MJ	0,03610	0	0	0,03610
Fläche VI	m ² /MJ	0,0542	0	0	0,0542
Fläche VII	m ² /MJ	1,21E-08	0	2,25E-07	0,000000237

a) aus Landnutzungsänderungen

Tab. A-4: Basisdatensatz für **Biomethan aus Weizen-GPS**
(geschlossenes Gärrestlager, PWS, Abgasverbrennung)

	Einheit	Anbau	Transport	Verarbeitung	Summe
CO ₂ fossil	g/MJ	6,10	0,395	18,0	24,5
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	0	0	2,740
CH ₄ fossil	g/MJ	0,0107	0,000633	0,0397	0,0510
CH ₄ bio	g/MJ	0	0	0,226	0,226
N ₂ O	g/MJ	0,0295	0	0,000763	0,0303
Σ CO₂Äq	g/MJ	15,2	0,414	24,90	40,5
SO ₂	mg/MJ	5,48	0,212	40,2	45,9
NO ₂	mg/MJ	24	3,08	59,5	86,6
CO	mg/MJ	7,2	0,539	9,56	17,3
NMVOC	mg/MJ	2,2	0,183	0,287	2,67
Gesamtstaub	mg/MJ	0,891	0,0299	2,56	3,49
PM10	mg/MJ	1,66	0,0304	2,66	4,35
NH ₃	mg/MJ	66,2	0,00197	0,0246	66,2
KEA fossil	kJ/MJ	92,4	5,49	250	348
KEA bio	kJ/MJ	1.830	0	0	1.830
KEA EE	kJ/MJ	7,52	1,35	0,0985	8,97
KEA Kern	kJ/MJ	0,332	0,0255	0,000274	0,358
KRA	g/MJ	308	0,261	11,90	320
Wasser	kg/MJ	0,0145	0,00000365	0,692	0,707
Fläche IV	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche V	m ² /MJ	0,04080	0	0	0,04080
Fläche VI	m ² /MJ	0,0612	0	0	0,0612
Fläche VII	m ² /MJ	1,35E-08	1,3E-10	0,000000573	0,000000587

a) aus Landnutzungsänderungen

Tab. A-5: Basisdatensatz für **Biogas aus Grasschnitt**
(geschlossenes Gärrestlager, Strom aus dem Netz, Wärme aus eigenem Erzeugung)

	Einheit	Anbau	Transport	Verarbeitung	Summe
CO ₂ fossil	g/MJ	7,67	0,399	7,09	15,2
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	0	0	0
CH ₄ fossil	g/MJ	0,0131	0,000638	0,0156	0,0293
CH ₄ bio	g/MJ	0	0	0,2000	0,2000
N ₂ O	g/MJ	0,0279	0	0,000254	0,0282
Σ CO₂Äq	g/MJ	16,3	0,418	12,6	29,3
SO ₂	mg/MJ	5,76	0,214	15,8	21,7
NO ₂	mg/MJ	36	3,1	20,9	60
CO	mg/MJ	11	0,544	2,5	14
NMVOC	mg/MJ	3,77	0,184	0,000169	3,95
Gesamtstaub	mg/MJ	1,51	0,0302	1	2,54
PM10	mg/MJ	2,06	0,0307	1,04	3,13
NH ₃	mg/MJ	64,8	0,00199	0,00966	64,9
KEA fossil	kJ/MJ	116	5,53	98,3	220
KEA bio	kJ/MJ	2.040	0	0	2.040
KEA EE	kJ/MJ	13,2	1,36	0,0387	14,6
KEA Kern	kJ/MJ	0,435	0,0257	0,000108	0,461
KRA	g/MJ	312	0,263	4,68	317
Wasser	kg/MJ	0,0156	0,00000368	0,272	0,287
Fläche IV	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche V	m ² /MJ	0,03090	0	0	0,03090
Fläche VI	m ² /MJ	0,0000	0	0	0,0000
Fläche VII	m ² /MJ	1,7E-08	1,31E-10	2,25E-07	0,000000242

a) aus Landnutzungsänderungen

Tab. A-6: Basisdatensatz für **Biomethan aus Grasschnitt**
(geschlossenes Gärrestlager, PWS, Abgasverbrennung)

	Einheit	Anbau	Transport	Verarbeitung	Summe
CO ₂ fossil	g/MJ	8,66	0,450	18,00	27,2
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	0	0	0,000
CH ₄ fossil	g/MJ	0,0148	0,000721	0,0397	0,0552
CH ₄ bio	g/MJ	0	0	0,2260	0,2260
N ₂ O	g/MJ	0,0316	0	0,000763	0,0323
Σ CO₂Äq	g/MJ	18,9	0,472	24,90	44,3
SO ₂	mg/MJ	6,51	0,242	40,2	46,9
NO ₂	mg/MJ	46,3	3,5	59,5	109
CO	mg/MJ	14,2	0,614	9,56	24,3
NM VOC	mg/MJ	4,8	0,208	0,287	5,3
Gesamtstaub	mg/MJ	1,99	0,0341	2,56	4,58
PM10	mg/MJ	2,61	0,0346	2,66	5,31
NH ₃	mg/MJ	73,2	0,00224	0,0246	73,3
KEA fossil	kJ/MJ	131	6,25	250	387
KEA bio	kJ/MJ	2.300	0	0	2.300
KEA EE	kJ/MJ	14,9	1,54	0,0985	16,5
KEA Kern	kJ/MJ	0,491	0,0291	0,000274	0,52
KRA	g/MJ	351	0,297	11,90	363
Wasser	kg/MJ	0,0177	0,00000416	0,692	0,71
Fläche IV	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche V	m ² /MJ	0,0349	0	0	0,0349
Fläche VI	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche VII	m ² /MJ	1,92E-08	1,48E-10	0,000000573	0,000000592

a) aus Landnutzungsänderungen

Tab. A-7: Basisdatensatz für **Biogas aus Gülle**
(geschlossenes Gärrestlager, Strom aus dem Netz, Wärme aus eigenem Erzeugung)

	Einheit	Anbau	Transport	Verarbeitung	Summe
CO ₂ fossil	g/MJ	0	0,673	5,80	6,5
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	0	0	0
CH ₄ fossil	g/MJ	0	0,001080	0,0128	0,0138
CH ₄ bio	g/MJ	0	0	0,2	0,2
N ₂ O	g/MJ	0	0	0,000208	0,0002
Σ CO₂Äq	g/MJ	0	0,706	11,2	11,9
SO ₂	mg/MJ	0	0,362	12,9	13,2
NO ₂	mg/MJ	0	5,24	17,1	22,3
CO	mg/MJ	0	0,918	2,05	2,97
NM VOC	mg/MJ	0	0,311	0,000138	0,311
Gesamtstaub	mg/MJ	0	0,051	0,818	0,869
PM10	mg/MJ	0	0,0518	0,85	0,902
NH ₃	mg/MJ	0	0,00336	0,0079	0,0113
KEA fossil	kJ/MJ	0	9,34	80,4	89,8
KEA bio	kJ/MJ	0	0	0	0
KEA EE	kJ/MJ	0	2,3	0,0316	2,33
KEA Kern	kJ/MJ	0	0,0435	0,000088	0,0436
KRA	g/MJ	1.800	0,444	3,83	1810
Wasser	kg/MJ	0	0,00000622	0,222	0,222
Fläche IV	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche V	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche VI	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche VII	m ² /MJ	0	2,22E-10	0,000000184	0,000000184

a) aus Landnutzungsänderungen

Tab. A-8: Basisdatensatz für **Biomethan aus Gülle**
(geschlossenes Gärrestlager, PWS, Abgasverbrennung)

	Einheit	Anbau	Transport	Verarbeitung	Summe
CO ₂ fossil	g/MJ	0	0,760	16,60	17,3
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	0	0	0
CH ₄ fossil	g/MJ	0	0,00122	0,0365	0,0377
CH ₄ bio	g/MJ	0	0	0,226	0,226
N ₂ O	g/MJ	0	0	0,000710	0,0007
Σ CO₂Äq	g/MJ	0	0,797	23,40	24,2
SO ₂	mg/MJ	0	0,408	36,9	37,3
NO ₂	mg/MJ	0	5,92	55,2	61,2
CO	mg/MJ	0	1,04	9,05	10,1
NMVOC	mg/MJ	0	0,351	0,287	0,639
Gesamtstaub	mg/MJ	0	0,0576	2,36	2,42
PM10	mg/MJ	0	0,0585	2,45	2,51
NH ₃	mg/MJ	0	0,00379	0,0226	0,0264
KEA fossil	kJ/MJ	0	10,6	230	241
KEA bio	kJ/MJ	0	0	0	0
KEA EE	kJ/MJ	0	2,59	0,0905	2,69
KEA Kern	kJ/MJ	0	0,0491	0,000252	0,0493
KRA	g/MJ	2.040	0,502	11,0	2.050
Wasser	kg/MJ	0	0,00000702	0,636	0,636
Fläche IV	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche V	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche VI	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche VII	m ² /MJ	0	2,5E-10	0,000000527	0,000000527

a) aus Landnutzungsänderungen

Tab. A-9: Basisdatensatz für **Biogas aus Bioabfall**
(geschlossenes Gärrestlager, Strom aus dem Netz, Wärme aus eigenem Erzeugung)

	Einheit	Anbau	Transport	Verarbeitung	Summe
CO ₂ fossil	g/MJ	0	0	0	0,000
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	0,000663	0,0178	0,0184
CH ₄ fossil	g/MJ	0	0	0,2000	0,2000
CH ₄ bio	g/MJ	0	0	0,000290	0,0003
N ₂ O	g/MJ	0	0,434	13,60	14,0
Σ CO₂Äq	g/MJ	0	0,222	18	18,2
SO ₂	mg/MJ	0	3,22	23,8	27
NO ₂	mg/MJ	0	0,564	2,85	3,42
CO	mg/MJ	0	0,191	0,000192	0,191
NMVOC	mg/MJ	0	0,0313	1,14	1,17
Gesamtstaub	mg/MJ	0	0,0318	1,18	1,22
PM10	mg/MJ	0	0,00206	0,011	0,0131
NH ₃	mg/MJ	0	5,74	112	118
KEA fossil	kJ/MJ	0	0	0	0
KEA bio	kJ/MJ	0	1,41	0,0441	1,46
KEA EE	kJ/MJ	0	0,0267	0,000123	0,0268
KEA Kern	kJ/MJ	288	0,273	5,34	294
KRA	g/MJ	0	0,00000382	0,31	0,31
Wasser	kg/MJ	0	0	0	0,000
Fläche IV	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche V	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche VI	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche VII	m ² /MJ	0	1,36E-10	2,56E-07	2,57E-07

a) aus Landnutzungsänderungen

Tab. A-10: Basisdatensatz für **Biomethan aus Bioabfall**
(geschlossenes Gärrestlager, PWS, Abgasverbrennung)

	Einheit	Anbau	Transport	Verarbeitung	Summe
CO ₂ fossil	g/MJ	0	0,465	19,2	19,7
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	0	0	0
CH ₄ fossil	g/MJ	0	0,000745	0,0423	0,043
CH ₄ bio	g/MJ	0	0	0,228	0,228
N ₂ O	g/MJ	0	0,000013	0,000814	0,000827
Σ CO₂Äq	g/MJ	0	0,488	26,2	26,7
SO ₂	mg/MJ	0	0,25	42,8	43
NO ₂	mg/MJ	0	3,62	63,5	67,1
CO	mg/MJ	0	0,635	10,2	10,9
NMVOC	mg/MJ	0	0,215	0,311	0,526
Gesamtstaub	mg/MJ	0	0,0352	2,73	2,77
PM10	mg/MJ	0	0,0358	2,84	2,87
NH ₃	mg/MJ	0	0,00232	0,0262	0,0285
KEA fossil	kJ/MJ	0	6,46	267	273
KEA bio	kJ/MJ	0	0	0	0
KEA EE	kJ/MJ	0	1,59	0,105	1,69
KEA Kern	kJ/MJ	0	0,00003	2,92E-07	0,0000303
KRA	g/MJ	289	0,307	12,7	302
Wasser	kg/MJ	0	0,0000043	0,737	0,737
Fläche IV	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche V	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche VI	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche VII	m ² /MJ	0	1,53E-10	0,00000061	0,00000061

a) aus Landnutzungsänderungen

Tab. A-11: Basisdatensatz für **Biomethan aus Getreideschlempe**
(geschlossenes Gärrestlager, PWS, Abgasverbrennung)

	Einheit	Anbau	Transport	Verarbeitung	Summe
CO ₂ fossil	g/MJ	0	0,0437	7,82	7,87
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	0	0	0
CH ₄ fossil	g/MJ	0	0,00007	0,0172	0,0173
CH ₄ bio	g/MJ	0	0	0,0304	0,0304
N ₂ O	g/MJ	0	0,00000122	0,000449	0,00045
Σ CO₂Äq	g/MJ	0	0,0458	10,1	10,1
SO ₂	mg/MJ	0	0,0235	17,5	17,5
NO ₂	mg/MJ	0	0,34	32,4	32,7
CO	mg/MJ	0	0,0596	7,42	7,48
NMVOC	mg/MJ	0	0,0202	0,42	0,44
Gesamtstaub	mg/MJ	0	0,00331	1,13	1,13
PM10	mg/MJ	0	0,00336	1,17	1,17
NH ₃	mg/MJ	0	0,000218	0,0107	0,0109
KEA fossil	kJ/MJ	0	0,606	0	0,606
KEA bio	kJ/MJ	0	0	0	0
KEA EE	kJ/MJ	0	0,149	0	0,149
KEA Kern	kJ/MJ	0	0,00000282	0	0,00000282
KRA	g/MJ	632	0,0288	0	632
Wasser	kg/MJ	0	4,03E-07	0	4,03E-07
Fläche IV	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche V	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche VI	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche VII	m ² /MJ	0	1,44E-11	0	1,44E-11

a) aus Landnutzungsänderungen

Feste Biomasse

Tab. A-12: Basisdatensatz für **Scheitholz aus Stammholz**
(50 km Transport)

	Einheit	Anbau	Transport	Verarbeitung	Summe
CO ₂ fossil	g/MJ	0,98	0,27	1,24	2,49
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	0	0	0
CH ₄ fossil	g/MJ	0,00153	0,000432	0,00193	0,0039
CH ₄ bio	g/MJ	0	0	0	0
N ₂ O	g/MJ	0,0000429	0,00000752	0,0000542	0,000105
Σ CO₂Äq	g/MJ	1,03	0,283	1,3	2,62
SO ₂	mg/MJ	0,000526	0,145	0,665	1,34
NO ₂	mg/MJ	0,00834	2,1	10,5	21
CO	mg/MJ	0,00223	0,368	2,82	5,42
NM VOC	mg/MJ	0,000768	0,125	0,971	1,86
Gesamtstaub	mg/MJ	0,000273	0,0204	0,345	0,637
PM10	mg/MJ	0,000274	0,0208	0,346	0,641
NH ₃	mg/MJ	0,00000244	0,00135	0,00308	0,00686
KEA fossil	kJ/MJ	0,0136	3,74	17,2	34,5
KEA bio	kJ/MJ	1,08	0	0	1080
KEA EE	kJ/MJ	0,00334	0,921	4,23	8,49
KEA Kern	kJ/MJ	0,0000633	0,0174	0,08	0,161
KRA	g/MJ	114	0,178	0,818	115
Wasser	kg/MJ	0,00000905	0,00000249	0,0000114	0,000023
Fläche II	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche III	m ² /MJ	0,00329	0	0	0,00329
Fläche IV	m ² /MJ	0,0628	0	0	0,0628
Fläche V	m ² /MJ	0,0474	0	0	0,0474
Fläche VI	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche VII	m ² /MJ	3,23E-10	8,88E-11	4,08E-10	8,19E-10

Tab. A-13: Basisdatensatz für **Holzhackschnitzel aus Waldrestholz**
(500 km Transport)

	Einheit	Anbau	Transport	Verarbeitung	Summe
CO ₂ fossil	g/MJ	1,1	2,7	0,343	4,14
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	0	0	0
CH ₄ fossil	g/MJ	0,00173	0,00432	0,000536	0,00658
CH ₄ bio	g/MJ	0	0	0	0
N ₂ O	g/MJ	0,0000483	0,0000752	0,000015	0,000139
Σ CO₂Äq	g/MJ	1,16	2,83	0,361	4,35
SO ₂	mg/MJ	0,000594	1,45	0,184	2,23
NO ₂	mg/MJ	0,0094	21	2,92	33,3
CO	mg/MJ	0,00252	3,68	0,782	6,98
NM VOC	mg/MJ	0,000866	1,25	0,269	2,38
Gesamtstaub	mg/MJ	0,000307	0,204	0,0954	0,607
PM10	mg/MJ	0,000309	0,208	0,0959	0,612
NH ₃	mg/MJ	0,00000275	0,0135	0,000853	0,0171
KEA fossil	kJ/MJ	0,0153	37,4	4,76	57,5
KEA bio	kJ/MJ	1,08	0	0	1080
KEA EE	kJ/MJ	0,00377	9,21	1,17	14,1
KEA Kern	kJ/MJ	0,0000713	0,174	0,0222	0,268
KRA	g/MJ	114	1,78	0,227	116
Wasser	kg/MJ	0,0000102	0,0000249	0,00000317	0,0000383
Fläche II	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche III	m ² /MJ	0,00647	0	0	0,00647
Fläche IV	m ² /MJ	0,0254	0	0	0,0254
Fläche V	m ² /MJ	0,0346	0	0	0,0346
Fläche VI	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche VII	m ² /MJ	3,64E-10	8,88E-10	1,13E-10	1,37E-09

Tab. A-14: Basisdatensatz für **Holzhackschnitzel aus Stammholz**
(500 km Transport)

	Einheit	Anbau	Transport	Verarbeitung	Summe
CO ₂ fossil	g/MJ	0,98	2,7	0,343	4,02
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	0	0	0
CH ₄ fossil	g/MJ	0,00153	0,00432	0,000536	0,00639
CH ₄ bio	g/MJ	0	0	0	0
N ₂ O	g/MJ	0,0000429	0,0000752	0,000015	0,000133
Σ CO₂Äq	g/MJ	1,03	2,83	0,361	4,22
SO ₂	mg/MJ	0,000526	1,45	0,184	2,16
NO ₂	mg/MJ	0,00834	21	2,92	32,3
CO	mg/MJ	0,00223	3,68	0,782	6,69
NM VOC	mg/MJ	0,000768	1,25	0,269	2,28
Gesamtstaub	mg/MJ	0,000273	0,204	0,0954	0,572
PM10	mg/MJ	0,000274	0,208	0,0959	0,577
NH ₃	mg/MJ	0,00000244	0,0135	0,000853	0,0167
KEA fossil	kJ/MJ	0,0136	37,4	4,76	55,8
KEA bio	kJ/MJ	1,08	0	0	1080
KEA EE	kJ/MJ	0,00334	9,21	1,17	13,7
KEA Kern	kJ/MJ	0,0000633	0,174	0,0222	0,26
KRA	g/MJ	114	1,78	0,227	116
Wasser	kg/MJ	0,00000905	0,0000249	0,00000317	0,0000371
Fläche II	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche III	m ² /MJ	0,00329	0	0	0,00329
Fläche IV	m ² /MJ	0,0628	0	0	0,0628
Fläche V	m ² /MJ	0,0474	0	0	0,0474
Fläche VI	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche VII	m ² /MJ	3,23E-10	8,88E-10	1,13E-10	1,32E-09

Tab. A-15: Basisdatensatz für **Holzackschnitzel aus Kurzumtriebsplantagen** (500 km Transport)

	Einheit	Anbau	Transport	Verarbeitung	Summe
CO ₂ fossil	g/MJ	1,54	3,13	0	4,67
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	0	0	-2,21
CH ₄ fossil	g/MJ	0,00253	0,00501	0	0,00754
CH ₄ bio	g/MJ	0,00000308	0	0	0,00000308
N ₂ O	g/MJ	0,00771	0,0000871	0	0,00779
Σ CO₂Äq	g/MJ	3,9	3,28	0	4,97
SO ₂	mg/MJ	1,35	1,68	0	3,03
NO ₂	mg/MJ	2,31	24,3	0	26,6
CO	mg/MJ	0,545	4,27	0	4,81
NM VOC	mg/MJ	0,335	1,44	0	1,78
Gesamtstaub	mg/MJ	0,0478	0,237	0	0,284
PM ₁₀	mg/MJ	0,183	0,241	0	0,424
NH ₃	mg/MJ	124	0,0156	0	124
KEA fossil	kJ/MJ	21	43,4	0	64,4
KEA bio	kJ/MJ	1140	0	0	1140
KEA EE	kJ/MJ	4,61	10,7	0	15,3
KEA Kern	kJ/MJ	0,0875	0,202	0	0,289
KRA	g/MJ	121	2,06	0	123
Wasser	kg/MJ	0,00364	0,0000289	0	0,00366
Fläche II	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche III	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche IV	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche V	m ² /MJ	0,0598	0	0	0,0598
Fläche VI	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche VII	m ² /MJ	8,33E-10	1,03E-09	0	1,86E-09

a) aus Landnutzungsänderungen

Tab. A-16: Basisdatensatz für **Holz hackschnitzel aus Industriestholz** (500 km Transport)

	Einheit	Anbau	Transport	Verarbeitung	Summe
CO ₂ fossil	g/MJ	0	2,7	0,0827	2,78
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	0	0	0
CH ₄ fossil	g/MJ	0	0,00432	0,000129	0,00445
CH ₄ bio	g/MJ	0	0	0	0
N ₂ O	g/MJ	0	0,0000752	0,00000362	0,0000788
Σ CO₂Äq	g/MJ	0	2,83	0,087	2,91
SO ₂	mg/MJ	0	1,45	0,0444	1,49
NO ₂	mg/MJ	0	21	0,703	21,7
CO	mg/MJ	0	3,68	0,188	3,87
NM VOC	mg/MJ	0	1,25	0,0648	1,31
Gesamtstaub	mg/MJ	0	0,204	0,023	0,227
PM10	mg/MJ	0	0,208	0,0231	0,231
NH ₃	mg/MJ	0	0,0135	0,000206	0,0137
KEA fossil	kJ/MJ	0	37,4	1,15	38,6
KEA bio	kJ/MJ	0	0	0	0
KEA EE	kJ/MJ	0	9,21	0,282	9,49
KEA Kern	kJ/MJ	0	0,174	0,00534	0,179
KRA	g/MJ	77,1	1,78	0,0546	78,9
Wasser	kg/MJ	0	0,0000249	7,63E-07	0,0000257
Fläche II	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche III	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche IV	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche V	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche VI	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche VII	m ² /MJ	0	8,88E-10	2,72E-11	9,15E-10

Tab. A-17: Basisdatensatz für **Holzhackschnittel aus Altholz**
(500 km Transport)

	Einheit	Anbau	Transport	Verarbeitung	Summe
CO ₂ fossil	g/MJ	0	2,7	0,343	3,04
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	0	0	0
CH ₄ fossil	g/MJ	0	0,00432	0,000536	0,00486
CH ₄ bio	g/MJ	0	0	0	0
N ₂ O	g/MJ	0	0,0000752	0,000015	0,0000902
Σ CO₂Äq	g/MJ	0	2,83	0,361	3,19
SO ₂	mg/MJ	0	1,45	0,184	1,63
NO ₂	mg/MJ	0	21	2,92	23,9
CO	mg/MJ	0	3,68	0,782	4,46
NM VOC	mg/MJ	0	1,25	0,269	1,52
Gesamtstaub	mg/MJ	0	0,204	0,0954	0,3
PM10	mg/MJ	0	0,208	0,0959	0,303
NH ₃	mg/MJ	0	0,0135	0,000853	0,0143
KEA fossil	kJ/MJ	0	37,4	4,76	42,2
KEA bio	kJ/MJ	0	0	0	0
KEA EE	kJ/MJ	0	9,21	1,17	10,4
KEA Kern	kJ/MJ	0	0,174	0,0222	0,196
KRA	g/MJ	75,2	1,78	0,227	77,2
Wasser	kg/MJ	0	0,0000249	0,00000317	0,0000281
Fläche II	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche III	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche IV	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche V	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche VI	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche VII	m ² /MJ	0	8,88E-10	1,13E-10	1E-09

Tab. A-18: Basisdatensatz für **Pellets aus Waldrestholz**
(2.500 km Transport, Strom aus dem Netz, Wärme aus Erdgas)

	Einheit	Anbau	Transport	Verarbeitung	Summe
CO ₂ fossil	g/MJ	1,27	2,56	24,3	28,1
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	0	0	0
CH ₄ fossil	g/MJ	0,00199	0,00398	0,0491	0,055
CH ₄ bio	g/MJ	0	0	0	0
N ₂ O	g/MJ	0,0000556	0,0000706	0,000659	0,000785
Σ CO₂Äq	g/MJ	1,34	2,68	25,7	29,8
SO ₂	mg/MJ	0,000683	21,3	23,5	45,5
NO ₂	mg/MJ	0,0108	32,4	55,6	98,8
CO	mg/MJ	0,0029	4,32	14,9	22,1
NM VOC	mg/MJ	0,000997	1,61	2,03	4,63
Gesamtstaub	mg/MJ	0,000354	0,123	1,89	2,37
PM10	mg/MJ	0,000355	2,62	1,94	4,92
NH ₃	mg/MJ	0,00000316	0,00764	0,0153	0,0262
KEA fossil	kJ/MJ	0,0177	33,8	520	572
KEA bio	kJ/MJ	1,04	0	0	1040
KEA EE	kJ/MJ	0,00434	8,32	2,06	14,7
KEA Kern	kJ/MJ	0,0000821	0,157	0,0363	0,276
KRA	g/MJ	0,84	1,61	7,13	9,58
Wasser	kg/MJ	0,0000117	0,0000225	0,394	0,394
Fläche II	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche III	m ² /MJ	0,00621	0	0	0,00621
Fläche IV	m ² /MJ	0,0244	0	0	0,0244
Fläche V	m ² /MJ	0,0332	0	0	0,0332
Fläche VI	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche VII	m ² /MJ	4,19E-10	8,02E-10	5,32E-07	5,33E-07

Tab. A-19: Basisdatensatz für **Pellets aus Stammholz**
(2.500 km Transport, Strom aus dem Netz, Wärme aus Erdgas)

	Einheit	Anbau	Transport	Verarbeitung	Summe
CO ₂ fossil	g/MJ	0,94	2,56	24,3	27,8
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	0	0	0
CH ₄ fossil	g/MJ	0,00147	0,00398	0,0491	0,0545
CH ₄ bio	g/MJ	0	0	0	0
N ₂ O	g/MJ	0,0000411	0,0000706	0,000659	0,00077
Σ CO₂Äq	g/MJ	0,989	2,68	25,7	29,4
SO ₂	mg/MJ	0,000505	21,3	23,5	45,4
NO ₂	mg/MJ	0,008	32,4	55,6	96
CO	mg/MJ	0,00214	4,32	14,9	21,4
NM VOC	mg/MJ	0,000737	1,61	2,03	4,37
Gesamtstaub	mg/MJ	0,000261	0,123	1,89	2,27
PM10	mg/MJ	0,000263	2,62	1,94	4,83
NH ₃	mg/MJ	0,00000234	0,00764	0,0153	0,0253
KEA fossil	kJ/MJ	0,013	33,8	520	567
KEA bio	kJ/MJ	1,04	0	0	1040
KEA EE	kJ/MJ	0,00321	8,32	2,06	13,6
KEA Kern	kJ/MJ	0,0000607	0,157	0,0363	0,254
KRA	g/MJ	110	1,61	7,13	118
Wasser	kg/MJ	0,00000868	0,0000225	0,394	0,394
Fläche II	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche III	m ² /MJ	0,00316	0	0	0,00316
Fläche IV	m ² /MJ	0,0602	0	0	0,0602
Fläche V	m ² /MJ	0,0454	0	0	0,0454
Fläche VI	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche VII	m ² /MJ	3,1E-10	8,02E-10	0,000000532	5,33E-07

Tab. A-20: Basisdatensatz für **Pellets aus Kurzumtriebsplantagen**
(2.500 km Transport, Strom aus dem Netz, Wärme aus Erdgas)

	Einheit	Anbau	Transport	Verarbeitung	Summe
CO ₂ fossil	g/MJ	1,37	2,56	24	27,9
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	0	0	-1,97
CH ₄ fossil	g/MJ	0,00225	0,00398	0,0485	0,0548
CH ₄ bio	g/MJ	0,00000273	0	0	0,00000273
N ₂ O	g/MJ	0,00685	0,0000706	0,000644	0,00756
Σ CO₂Äq	g/MJ	3,47	2,68	25,4	29,6
SO ₂	mg/MJ	1,2	21,3	23,3	45,9
NO ₂	mg/MJ	12,4	32,4	52,6	97,5
CO	mg/MJ	3,72	4,32	14,1	22,2
NMVOG	mg/MJ	1,29	1,61	1,75	4,65
Gesamtstaub	mg/MJ	0,556	0,123	1,79	2,47
PM10	mg/MJ	0,676	2,62	1,85	5,15
NH ₃	mg/MJ	110	0,00764	0,0145	110
KEA fossil	kJ/MJ	18,7	33,8	515	568
KEA bio	kJ/MJ	1010	0	0	1010
KEA EE	kJ/MJ	4,1	8,32	0,875	13,3
KEA Kern	kJ/MJ	0,0778	0,157	0,0139	0,249
KRA	g/MJ	107	1,61	6,9	116
Wasser	kg/MJ	0,00323	0,0000225	0,394	0,397
Fläche II	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche III	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche IV	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche V	m ² /MJ	0,0532	0	0	0,0532
Fläche VI	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche VII	m ² /MJ	7,4E-10	8,02E-10	5,32E-07	5,33E-07

a) aus Landnutzungsänderungen

Tab. A-21: Basisdatensatz für **Pellets aus Industrierestholz**
(2.500 km Transport, Strom aus dem Netz, Wärme aus Erdgas)

	Einheit	Anbau	Transport	Verarbeitung	Summe
CO ₂ fossil	g/MJ	0	2,47	14	16,5
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	0	0	0
CH ₄ fossil	g/MJ	0	0,00383	0,0283	0,0321
CH ₄ bio	g/MJ	0	0	0	0
N ₂ O	g/MJ	0	0,0000681	0,000373	0,000441
Σ CO₂Äq	g/MJ	0	2,59	14,8	17,4
SO ₂	mg/MJ	0	21,3	13,1	34,4
NO ₂	mg/MJ	0	31,7	30,7	62,4
CO	mg/MJ	0	4,19	8,42	12,6
NM VOC	mg/MJ	0	1,57	1,08	2,64
Gesamtstaub	mg/MJ	0	0,116	1,03	1,14
PM10	mg/MJ	0	2,62	1,06	3,68
NH ₃	mg/MJ	0	0,00718	0,00823	0,0154
KEA fossil	kJ/MJ	0	32,5	304	337
KEA bio	kJ/MJ	0	0	0	0
KEA EE	kJ/MJ	0	8	0,639	8,64
KEA Kern	kJ/MJ	0	0,151	0,0106	0,162
KRA	g/MJ	1.380	1,55	3,9	1.380
Wasser	kg/MJ	0	0,0000216	0,221	0,221
Fläche II	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche III	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche IV	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche V	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche VI	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche VII	m ² /MJ	0	7,72E-10	3,06E-07	3,07E-07

B. Biokraftstoffe

Tab. A-22: Basisdatensatz für **Bioethanol aus Weizen**
(Strom aus dem Netz, Wärme aus Erdgas)

	Einheit	Anbau	Transport	Verarbeitung	Summe
CO ₂ fossil	g/MJ	14,6	2,19	23,0	39,7
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	0	0	3,6600
CH ₄ fossil	g/MJ	0,0256	0,00403	0,0454	0,0750
CH ₄ bio	g/MJ	0,0000131	0	0	0,0000131
N ₂ O	g/MJ	0,0483	0,0000680	0,000564	0,0490
Σ CO₂Äq	g/MJ	29,6	2,31	24,3	59,9
SO ₂	mg/MJ	11,6	2,65	19,4	33,6
NO ₂	mg/MJ	68,7	12,8	45,4	127
CO	mg/MJ	19,6	2,11	14,2	36
NM VOC	mg/MJ	6,63	0,609	1,97	9,2
Gesamtstaub	mg/MJ	2,78	0,223	1,48	4,49
PM10	mg/MJ	3,9	0,229	1,93	6,06
NH ₃	mg/MJ	169	0,00776	0,00987	169
KEA fossil	kJ/MJ	203	30,4	520	754
KEA bio	kJ/MJ	1040	0	0	1040
KEA EE	kJ/MJ	21,3	4,5	1,8	27,6
KEA Kern	kJ/MJ	0,886	0,0851	0,0356	1,01
KRA	g/MJ	77,3	1,45	5,08	83,9
Wasser	kg/MJ	0,0673	0,0000769	31,6	31,6
Fläche IV	m ² /MJ	0,0000	0	0	0,0000
Fläche V	m ² /MJ	0,0409	0	0	0,0409
Fläche VI	m ² /MJ	0,0955	0	0	0,0955
Fläche VII	m ² /MJ	4,52E-08	2,81E-08	0,000000453	0,000000526

a) aus Landnutzungsänderungen

Tab. A-23: Basisdatensatz für **Bioethanol aus Mais (EU)**
(Strom aus dem Netz, Wärme aus Erdgas)

	Einheit	Anbau	Transport	Verarbeitung	Summe
CO ₂ fossil	g/MJ	22,9	1,72	27,7	52,3
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	0	0	7,78
CH ₄ fossil	g/MJ	0,0458	0,00328	0,0545	0,104
CH ₄ bio	g/MJ	0,0000141	0	0	0,0000141
N ₂ O	g/MJ	0,0549	0,0000550	0,000665	0,0556
Σ CO₂Äq	g/MJ	40,4	1,82	29,3	79,2
SO ₂	mg/MJ	34,1	2,4	20,7	57,1
NO ₂	mg/MJ	78,5	9,2	53,4	141
CO	mg/MJ	17,5	1,47	17,6	36,5
NMVOC	mg/MJ	4,51	0,394	2,48	7,38
Gesamtstaub	mg/MJ	3,41	0,188	1,65	5,25
PM10	mg/MJ	4,56	0,193	2,11	6,87
NH ₃	mg/MJ	178	0,00544	0,0105	179
KEA fossil	kJ/MJ	326	23,9	643	993
KEA bio	kJ/MJ	1.100	0	0	1.100
KEA EE	kJ/MJ	14,1	2,91	1,93	18,9
KEA Kern	kJ/MJ	0,776	0,055	0,0375	0,868
KRA	g/MJ	85,5	1,14	5,400	92,0
Wasser	kg/MJ	0,465190	0,0000769	43,9000000	43,900000
Fläche IV	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche V	m ² /MJ	0,0189	0	0	0,0189
Fläche VI	m ² /MJ	0,170	0	0	0,170
Fläche VII	m ² /MJ	0,000000373	0,000000028	0,000000532	0,000000933

a) aus Landnutzungsänderungen

Tab. A-24: Basisdatensatz für **Bioethanol aus Mais (USA)**
(Strom aus dem Netz, Wärme zu 88% aus Erdgas, zu 12 % aus Steinkohle)

	Einheit	Anbau	Transport	Verarbeitung	Summe
CO ₂ fossil	g/MJ	19,00	5,40	20,7	45,1
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	0	0	14
CH ₄ fossil	g/MJ	0,0389	0,00899	0,0387	0,0866
CH ₄ bio	g/MJ	0	0	0	0
N ₂ O	g/MJ	0,0395	0,000175	0,000212	0,0399
Σ CO₂Äq	g/MJ	31,8	5,68	21,7	72,8
SO ₂	mg/MJ	29,1	57,4	12,2	98,7
NO ₂	mg/MJ	61	65,9	21,9	149
CO	mg/MJ	12,8	7,95	6,02	26,7
NMVOC	mg/MJ	3,18	3,22	1,21	7,6
Gesamtstaub	mg/MJ	2,76	0,228	1,77	4,76
PM10	mg/MJ	3,31	7,12	2,54	13
NH ₃	mg/MJ	150	0,00642	0,00557	150
KEA fossil	kJ/MJ	274	70,3	443	787
KEA bio	kJ/MJ	1.060	0	0	1.060
KEA EE	kJ/MJ	9,02	14,3	1,73	25,1
KEA Kern	kJ/MJ	0,597	0,271	0,035	0,903
KRA	g/MJ	80,8	3,34	5,88	90,0
Wasser	kg/MJ	12,4	0,0000769	41,8	53,8
Fläche IV	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche V	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche VI	m ² /MJ	0,0789	0	0	0,0789
Fläche VII	m ² /MJ	3,56E-07	2,91E-08	0,00000319	0,00000357

a) aus Landnutzungsänderungen

Tab. A-25: Basisdatensatz für **Bioethanol aus Roggen**
(Strom aus dem Netz, Wärme aus Erdgas)

	Einheit	Anbau	Transport	Verarbeitung	Summe
CO ₂ fossil	g/MJ	17,7	2,19	23,0	42,8
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	0	0	3,7300
CH ₄ fossil	g/MJ	0,0285	0,00403	0,0454	0,0780
CH ₄ bio	g/MJ	0	0	0	0
N ₂ O	g/MJ	0,0563	0,0000680	0,000564	0,0569
Σ CO₂Äq	g/MJ	35,1	2,31	24,3	65,5
SO ₂	mg/MJ	10,9	2,65	19,4	33
NO ₂	mg/MJ	74,1	12,8	45,4	132
CO	mg/MJ	21,9	2,11	14,2	38,2
NMVOC	mg/MJ	7,67	0,609	1,96	10,2
Gesamtstaub	mg/MJ	3,09	0,223	1,48	4,8
PM10	mg/MJ	4,13	0,229	1,93	6,3
NH ₃	mg/MJ	221	0,00776	0,00987	221
KEA fossil	kJ/MJ	232	30,4	520	782
KEA bio	kJ/MJ	1.040	0	0	1.040
KEA EE	kJ/MJ	23,6	4,5	1,8	29,9
KEA Kern	kJ/MJ	1,08	0,0851	0,0356	1,2
KRA	g/MJ	77,7	1,45	5,08	84,3
Wasser	kg/MJ	0,0453	0,0000769	31,6	31,6
Fläche IV	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche V	m ² /MJ	0,0556	0	0	0,0556
Fläche VI	m ² /MJ	0,0834	0	0	0,0834
Fläche VII	m ² /MJ	3,14E-08	2,81E-08	0,000000453	0,000000512

a) aus Landnutzungsänderungen

Tab. A-26: Basisdatensatz für **Bioethanol aus Zuckerrüben**
(Strom aus dem Netz, Wärme aus Erdgas)

	Einheit	Anbau	Transport	Verarbeitung	Summe
CO ₂ fossil	g/MJ	6,74	2,37	20,0	29,1
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	0	0	1,26
CH ₄ fossil	g/MJ	0,0118	0,00432	0,0396	0,0558
CH ₄ bio	g/MJ	0,0000183	0	0	0,0000183
N ₂ O	g/MJ	0,0221	0,0000731	0,000485	0,0226
Σ CO₂Äq	g/MJ	13,6	2,50	21,1	38,5
SO ₂	mg/MJ	7,67	2,74	12,7	23,2
NO ₂	mg/MJ	30,5	14,2	38,7	83,4
CO	mg/MJ	8,48	2,35	12,8	23,6
NM VOC	mg/MJ	2,46	0,693	1,73	4,89
Gesamtstaub	mg/MJ	1,13	0,237	1,1	2,46
PM10	mg/MJ	2,15	0,243	1,13	3,52
NH ₃	mg/MJ	51,7	0,00867	0,00761	51,7
KEA fossil	kJ/MJ	93	32,9	473	599
KEA bio	kJ/MJ	1.310	0	0	1.310
KEA EE	kJ/MJ	9,04	5,13	0,284	14,5
KEA Kern	kJ/MJ	0,321	0,0969	0,00307	0,421
KRA	g/MJ	325	1,57	4	330
Wasser	kg/MJ	0,0431	0,0000769		
Fläche IV	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche V	m ² /MJ	0,00468	0	0	0,00468
Fläche VI	m ² /MJ	0,0421	0	0	0,0421
Fläche VII	m ² /MJ	2,26E-08	2,82E-08	0,000000396	0,000000446

a) aus Landnutzungsänderungen

Tab. A-27: Basisdatensatz für **Bioethanol aus Zuckerrohr**
(Strom und Wärme aus Bagasse-HKW)

	Einheit	Anbau	Transport	Verarbeitung	Summe
CO ₂ fossil	g/MJ	5,82	8,95	0	14,8
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	0	0	37
CH ₄ fossil	g/MJ	0,0100	0,0143	0	0,0243
CH ₄ bio	g/MJ	0	0	0,000678	0,000680
N ₂ O	g/MJ	0,0246	0,000269	0,000339	0,0252
Σ CO₂Äq	g/MJ	13,4	9,39	0,1180	59,9
SO ₂	mg/MJ	3,81	80,2	24,3	108
NO ₂	mg/MJ	28,9	114	102	244
CO	mg/MJ	8,69	15,4	8,47	32,6
NM VOC	mg/MJ	3,05	5,67	3,39	12,1
Gesamtstaub	mg/MJ	1,21	0,393	8,7	10,3
PM10	mg/MJ	1,55	9,61	29	40,1
NH ₃	mg/MJ	64,7	0,0211	0	64,7
KEA fossil	kJ/MJ	85,6	118	0	203
KEA bio	kJ/MJ	2950	0	0	2950
KEA EE	kJ/MJ	9,83	26	0	35,8
KEA Kern	kJ/MJ	0,371	0,491	0	0,862
KRA	g/MJ	550	5,60	0	555
Wasser	kg/MJ	0,0092	0,000077	37,3	37,3
Fläche IV	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche V	m ² /MJ	0,0377	0	0	0,0377
Fläche VI	m ² /MJ	0,0377	0	0	0,0377
Fläche VII	m ² /MJ	8,77E-09	3,02E-08	0	0,000000039

a) aus Landnutzungsänderungen

Tab. A-28: Basisdatensatz für **Biodiesel aus Rapsöl**
(Strom aus dem Netz, Wärme aus Erdgas)

	Einheit	Anbau	Transport	Verarbeitung	Summe
CO ₂ fossil	g/MJ	14,9	1,95	13,7	30,5
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	0	0	3,4600
CH ₄ fossil	g/MJ	0,0260	0,00368	0,0270	0,0567
CH ₄ bio	g/MJ	0,0000153	0	0	0,0000153
N ₂ O	g/MJ	0,0586	0,0000691	0,000265	0,0590
Σ CO₂Äq	g/MJ	33,0	2,06	14,5	53,0
SO ₂	mg/MJ	10,9	5,97	9,9	26,7
NO ₂	mg/MJ	47	13,4	23,2	83,6
CO	mg/MJ	13,7	1,98	6,78	22,5
NMVOC	mg/MJ	4,69	0,617	1,03	6,34
Gesamtstaub	mg/MJ	1,83	0,193	0,644	2,67
PM10	mg/MJ	3,03	0,642	0,836	4,51
NH ₃	mg/MJ	215	0,00489	0,00547	215
KEA fossil	kJ/MJ	208	26,8	744	979
KEA bio	kJ/MJ	921	0	0	921
KEA EE	kJ/MJ	17,1	3,27	1,52	21,9
KEA Kern	kJ/MJ	0,939	0,0618	1,21	2,21
KRA	g/MJ	45,9	1,27	12,8	59,9
Wasser	kg/MJ	0,0541	0,0000858	0,0004770	0,000689
Fläche IV	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche V	m ² /MJ	0,0129	0	0	0,0129
Fläche VI	m ² /MJ	0,116	0	0	0,116
Fläche VII	m ² /MJ	3,35E-08	3,12E-08	0,000000279	0,000000343

a) aus Landnutzungsänderungen

Tab. A-29: Basisdatensatz für **Biodiesel aus Sojaöl (USA)**
(Strom aus dem Netz, Wärme aus Erdgas)

	Einheit	Anbau	Transport	Verarbeitung	Summe
CO ₂ fossil	g/MJ	5,83	8,72	16,8	31,3
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	0	0	24,7
CH ₄ fossil	g/MJ	0,00730	0,0140	0,0331	0,0544
CH ₄ bio	g/MJ	0	0	0	0
N ₂ O	g/MJ	0,0427	0,000448	0,000341	0,0435
Σ CO₂Äq	g/MJ	18,8	9,21	17,7	70,3
SO ₂	mg/MJ	4,17	83,3	12	99,5
NO ₂	mg/MJ	29,2	137	29,3	195
CO	mg/MJ	8,61	19	8,52	36,2
NMVOC	mg/MJ	2,91	8	1,25	12,2
Gesamtstaub	mg/MJ	1,3	0,269	0,856	2,43
PM10	mg/MJ	1,61	10,8	0,995	13,5
NH ₃	mg/MJ	8,99	0,00753	0,00712	9,01
KEA fossil	kJ/MJ	64,1	115	813	992
KEA bio	kJ/MJ	985	0	0	985
KEA EE	kJ/MJ	9,25	25,2	1,59	36
KEA Kern	kJ/MJ	0,201	0,476	1,21	1,89
KRA	g/MJ	51,5	5,45	13,6	70,5
Wasser	kg/MJ	2690,023576	0,0000770	30,1000000	2720,000000
Fläche IV	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche V	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche VI	m ² /MJ	0,173	0	0	0,173
Fläche VII	m ² /MJ	1,99E-08	3,01E-08	0,000000346	0,000000396

a) aus Landnutzungsänderungen

Tab. A-30: Basisdatensatz für **Biodiesel aus Sojaöl (BR/AR)**
(Strom aus dem Netz, Wärme aus Erdgas)

	Einheit	Anbau	Transport	Verarbeitung	Summe
CO ₂ fossil	g/MJ	5,45	9,60	16,8	31,8
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	0	0	88,6
CH ₄ fossil	g/MJ	0,00741	0,0152	0,0331	0,0557
CH ₄ bio	g/MJ	0	0	0	0
N ₂ O	g/MJ	0,0290	0,000275	0,000341	0,0297
Σ CO₂Äq	g/MJ	14,3	10,10	17,7	131,0
SO ₂	mg/MJ	4,97	125	12	142
NO ₂	mg/MJ	30,3	145	29,3	204
CO	mg/MJ	8,95	17,1	8,52	34,6
NMVOC	mg/MJ	2,97	6,6	1,25	10,8
Gesamtstaub	mg/MJ	1,33	0,355	0,856	2,54
PM10	mg/MJ	1,8	15,3	0,995	18,1
NH ₃	mg/MJ	8,51	0,0135	0,00712	8,53
KEA fossil	kJ/MJ	63,4	123	813	999
KEA bio	kJ/MJ	985	0	0	985
KEA EE	kJ/MJ	9,98	27,2	1,59	38,8
KEA Kern	kJ/MJ	0,214	0,515	1,21	1,94
KRA	g/MJ	51,6	5,84	13,6	71,0
Wasser	kg/MJ	0,018624	0,0000770	30,1000000	30,100000
Fläche IV	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche V	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche VI	m ² /MJ	0,176	0	0	0,176
Fläche VII	m ² /MJ	9,84E-09	3,03E-08	0,000000346	0,000000386

a) aus Landnutzungsänderungen

Tab. A-31: Basisdatensatz für **Biodiesel aus Palmöl**
(Strom und Wärme aus Palmfaser-HKW, Methanvermeidung)

	Einheit	Anbau	Transport	Verarbeitung	Summe
CO ₂ fossil	g/MJ	9,52	5,48	10,7	25,7
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	0	0	108,0
CH ₄ fossil	g/MJ	0,0176	0,00919	0,0209	0,0477
CH ₄ bio	g/MJ	0,00006	0	0,123	0,123
N ₂ O	g/MJ	0,0311	0,000146	0,000284	0,0315
Σ CO₂Äq	g/MJ	19,2	5,76	14,4	147
SO ₂	mg/MJ	14,6	48,7	14,4	77,8
NO ₂	mg/MJ	40,3	66	47	153
CO	mg/MJ	10,3	8,95	7,45	26,7
NMVOC	mg/MJ	2,11	3,22	1,85	7,18
Gesamtstaub	mg/MJ	1,05	0,546	3,02	4,62
PM10	mg/MJ	3,69	5,99	9,27	18,9
NH ₃	mg/MJ	57	0,0106	0,00381	57,1
KEA fossil	kJ/MJ	131	72,3	676	880
KEA bio	kJ/MJ	1.780	0	0	1.780
KEA EE	kJ/MJ	11,5	13,7	2,15	27,4
KEA Kern	kJ/MJ	0,387	0,259	1,22	1,87
KRA	g/MJ	116	3,44	12,1	132
Wasser	kg/MJ	0,0725	0,000106	50,4	50,4
Fläche IV	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche V	m ² /MJ	0,0590	0	0	0,0590
Fläche VI	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche VII	m ² /MJ	1,74E-08	3,95E-08	0,000000209	0,000000266

a) aus Landnutzungsänderungen

Tab. A-32: Basisdatensatz für **Biodiesel aus Altspeiseöl**
(Strom aus dem Netz, Wärme aus Erdgas)

	Einheit	Anbau	Transport	Verarbeitung	Summe
CO ₂ fossil	g/MJ	0	1,57	13,8	15,4
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	0	0	0
CH ₄ fossil	g/MJ	0	0,00303	0,0278	0,0309
CH ₄ bio	g/MJ	0	0	0	0
N ₂ O	g/MJ	0	0,000051	0,000241	0,000292
Σ CO₂Äq	g/MJ	0	1,66	14,6	16,3
SO ₂	mg/MJ	0	2,31	15,8	18,1
NO ₂	mg/MJ	0	7,97	23	31
CO	mg/MJ	0	1,25	7,72	8,98
NM VOC	mg/MJ	0	0,321	1,27	1,59
Gesamtstaub	mg/MJ	0	0,176	0,315	0,491
PM10	mg/MJ	0	0,181	1,53	1,71
NH ₃	mg/MJ	0	0,00465	0,00207	0,00671
KEA fossil	kJ/MJ	0	21,7	333	355
KEA bio	kJ/MJ	0	0	0	0
KEA EE	kJ/MJ	0	2,37	0,317	2,69
KEA Kern	kJ/MJ	0	0,0448	0,0149	0,0597
KRA	g/MJ	27,6	27,1	2,36	57,0
Wasser	kg/MJ	0	0,0334	0,0507	0,0840
Fläche IV	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche V	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche VI	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche VII	m ² /MJ	0	2,79E-08	2,17E-07	2,45E-07

a) aus Landnutzungsänderungen

Tab. A-33: Basisdatensatz für **Rapsöl als Reinpflanzenöl**
(Strom aus dem Netz, Wärme aus Erdgas)

	Einheit	Anbau	Transport	Verarbeitung	Summe
CO ₂ fossil	g/MJ	15,5	1,98	4,12	21,6
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	0	0	3,61
CH ₄ fossil	g/MJ	0,0271	0,00373	0,00835	0,0392
CH ₄ bio	g/MJ	0,0000160	0	0	0,0000160
N ₂ O	g/MJ	0,0611	0,0000701	0,000107	0,0613
Σ CO₂Äq	g/MJ	34,4	2,09	4,36	44,5
SO ₂	mg/MJ	11,3	6,07	4,77	22,2
NO ₂	mg/MJ	49	13,7	8,78	71,5
CO	mg/MJ	14,3	2,02	2,36	18,7
NMVOC	mg/MJ	4,9	0,63	0,31	5,84
Gesamtstaub	mg/MJ	1,91	0,196	0,276	2,38
PM10	mg/MJ	3,16	0,655	0,393	4,21
NH ₃	mg/MJ	224	0,00499	0,00222	224
KEA fossil	kJ/MJ	217	27,2	87	332
KEA bio	kJ/MJ	961	0	0	961
KEA EE	kJ/MJ	17,9	3,34	0,468	21,7
KEA Kern	kJ/MJ	0,979	0,0631	0,00944	1,05
KRA	g/MJ	47,8	1,29	1,13	50,3
Wasser	kg/MJ	0,0564	0,0000865	0,000147	0,000366
Fläche IV	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche V	m ² /MJ	0,0135	0	0	0,0135
Fläche VI	m ² /MJ	0,121	0	0	0,121
Fläche VII	m ² /MJ	0,000000035	3,14E-08	8,66E-08	0,000000153

a) aus Landnutzungsänderungen

Tab. A-34: Basisdatensatz für **Palmöl als Reinpflanzenöl**
(Strom und Wärme aus Palmfaser-HKW, Methanvermeidung)

	Einheit	Anbau	Transport	Verarbeitung	Summe
CO ₂ fossil	g/MJ	9,88	5,63	0,980	16,5
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	0	0	112,0
CH ₄ fossil	g/MJ	0,0183	0,00942	0,00195	0,0296
CH ₄ bio	g/MJ	0,0000592	0	0,127	0,127
N ₂ O	g/MJ	0,0322	0,000150	0,0001260	0,0325
Σ CO₂Äq	g/MJ	19,9	5,91	4,25	142
SO ₂	mg/MJ	15,2	50,4	9,42	75
NO ₂	mg/MJ	41,8	68,2	33,4	143
CO	mg/MJ	10,6	9,24	3,04	22,9
NMVOC	mg/MJ	2,18	3,33	1,17	6,68
Gesamtstaub	mg/MJ	1,09	0,56	2,74	4,39
PM10	mg/MJ	3,83	6,21	9,13	19,2
NH ₃	mg/MJ	59,2	0,0108	0,00049	59,2
KEA fossil	kJ/MJ	136	74,2	16,4	227
KEA bio	kJ/MJ	1.840	0	0	1.840
KEA EE	kJ/MJ	12	14,1	1,12	27,2
KEA Kern	kJ/MJ	0,402	0,267	0,0221	0,69
KRA	g/MJ	120	3,53	0,402	124
Wasser	kg/MJ	0,075	0,000107	52,3	52,3
Fläche IV	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche V	m ² /MJ	0,0612	0	0	0,0612
Fläche VI	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche VII	m ² /MJ	1,81E-08	3,99E-08	1,35E-08	7,15E-08

a) aus Landnutzungsänderungen

Tab. A-35: Basisdatensatz für **HVO aus Palmöl**
(Strom und Wärme aus Palmfaser-HKW, Methanvermeidung)

	Einheit	Anbau	Transport	Verarbeitung	Summe
CO ₂ fossil	g/MJ	9,95	5,57	6,20	21,7
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	0	0	113,0
CH ₄ fossil	g/MJ	0,0184	0,00933	0,0136	0,0413
CH ₄ bio	g/MJ	0,0000597	0	0,128	0,128
N ₂ O	g/MJ	0,0325	0,000148	0,000178	0,0328
Σ CO₂Äq	g/MJ	20,1	5,85	9,80	149
SO ₂	mg/MJ	15,3	50,8	9,98	76
NO ₂	mg/MJ	42,1	68	39	149
CO	mg/MJ	10,7	9,18	7,18	27,1
NMVOG	mg/MJ	2,2	3,31	2,15	7,65
Gesamtstaub	mg/MJ	1,09	0,556	3,61	5,26
PM10	mg/MJ	3,86	6,25	10	20,1
NH ₃	mg/MJ	59,6	0,0104	0,0255	59,6
KEA fossil	kJ/MJ	137	73,3	95,8	306
KEA bio	kJ/MJ	1860	0	0	1860
KEA EE	kJ/MJ	12,1	13,9	1,3	27,2
KEA Kern	kJ/MJ	0,405	0,263	0,28	0,947
KRA	g/MJ	121	3,49	1840	1970
Wasser	kg/MJ	0,0757	0,000107	52,7	52,7
Fläche IV	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche V	m ² /MJ	0,0617	0	0	0,0617
Fläche VI	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche VII	m ² /MJ	1,82E-08	0,00000004	1,26E-09	5,95E-08

a) aus Landnutzungsänderungen

Tab. A-36: Basisdatensatz für **HVO aus Altspeiseöl**
(Strom aus dem Netz, Wärme aus Erdgas)

	Einheit	Anbau	Transport	Verarbeitung	Summe
CO ₂ fossil	g/MJ	0	1,50	7,49	9,0
CO ₂ bio ^{a)}	g/MJ	0	0	0	0
CH ₄ fossil	g/MJ	0	0,00293	0,0166	0,0195
CH ₄ bio	g/MJ	0	0	0	0
N ₂ O	g/MJ	0	0,000049	0,0000726	0,000121
Σ CO₂Äq	g/MJ	0	1,59	7,92	9,5
SO ₂	mg/MJ	0	2,28	2,62	4,9
NO ₂	mg/MJ	0	7,47	8	15,5
CO	mg/MJ	0	1,17	5,07	6,24
NM VOC	mg/MJ	0	0,291	1,23	1,52
Gesamtstaub	mg/MJ	0	0,171	1,13	1,31
PM10	mg/MJ	0	0,176	1,19	1,36
NH ₃	mg/MJ	0	0,00433	0,0254	0,0297
KEA fossil	kJ/MJ	0	20,8	116	137
KEA bio	kJ/MJ	0	0	0	0
KEA EE	kJ/MJ	0	2,15	0,226	2,38
KEA Kern	kJ/MJ	0	0,000041	0,000	0,000
KRA	g/MJ	27,9	0,99	2360	2390
Wasser	kg/MJ	0	0,0334	0,0241	0,0575
Fläche IV	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche V	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche VI	m ² /MJ	0	0	0	0
Fläche VII	m ² /MJ	0	2,79E-08	7,35E-10	2,86E-08

a) aus Landnutzungsänderungen

II. Emissionsfaktoren zu Landnutzungsänderung (LUC)

Tab. A-37: Zusammenstellung der ermittelten LUC-Werte

Treibhausgase	LUC-Emission			Gesamt-emission g CO ₂ Äq/MJ	Anteil LUC an Gesamt-emission %
	E-Faktor t CO ₂ Äq / (ha*a)	gemittelter Faktor ^{a)} t CO ₂ Äq / (ha*a)	g CO ₂ Äq/MJ		
Bioethanolfade					
Bioethanol aus Weizen	84,9	0,27	3,66	59,9	6,1%
Bioethanol aus Mais (EU)	84,9	0,27	7,78	69,4	11,2%
Bioethanol aus Zuckerrübe	84,9	0,27	1,26	38,5	3,3%
Bioethanol aus Roggen	84,9	0,27	3,73	65,5	5,7%
Bioethanol aus Zuckerrohr	715	4,91	37	59,9	61,8%
Bioethanol aus Mais (USA)	55,3	1,74	13,7	72,8	18,8%
Biodieselpfade					
Biodiesel aus Raps	84,9	0,27	3,46	53	6,5%
Pflanzenöl aus Raps	84,9	0,27	3,61	44,5	8,1%
Biodiesel aus Soja (USA)	55,3	1,43	24,7	70,3	35,1%
Biodiesel aus Soja (ARG/BRA)	733	5,04	88,6	131	67,6%
Biodiesel aus Palmöl	275	18,3	108	135	80,2%
Hydrieröl aus Palmöl	275	18,3	113	149	75,8%
Pflanzenöl aus Palmöl	275	18,3	112	142	78,9%
Biogaspfade					
Biogas aus Mais	84,9	0,27	1,73	24,9	6,9%
Biomethan aus Mais	84,9	0,27	1,95	38,4	5,1%
Biogas aus Weizen-GPS	84,9	0,27	2,42	24,2	10,0%
Biomethan aus Weizen-GPS	84,9	0,27	2,74	34,8	7,9%
Feste Biomasse					
Hackschnitzel aus KUP	-117	-0,37	-2,21	4,97	-44,5%
Holzpellets aus KUP	-117	-0,37	-1,97	29,6	-6,7%

a) Anhand des durchschnittlichen Verhältnisses: LUC / Agrarfläche in der entsprechenden Großregion (siehe dazu Abschnitt 1.3.1)

