

Ökobilanzen

ausgewählter Biotreibstoffe



Erstellt im Rahmen des Projekts proVISION:

„Biokraftstoffe – Potentiale, Risiken, Zukunftsszenarien“

ÖKOBILANZEN AUSGEWÄHLTER BIOTREIBSTOFFE

Erstellt im Rahmen des Projekts
„Biokraftstoffe – Potentiale,
Risiken, Zukunftsszenarien“

Leitung des gesamten Projekts

Klaus Peter Zulka

Leitung des Projektmoduls

Günther Lichtblau

AutorInnen

Günther Lichtblau, Werner Pölz, Sigrid Stix, Ralf Winter

Lektorat

Maria Deweis

Layout

Manuela Kaitna

Umschlagphoto

© Umweltbundesamt/Gröger

Der Bericht ist aus dem Projekt „Biokraftstoffe – Potentiale, Risiken, Zukunftsszenarien“ des Forschungsprogramms proVISION des Bundesministeriums für Wissenschaft und Forschung hervorgegangen. Innerhalb dieses Projekts wurden verschiedene Projektmodule interdisziplinär bearbeitet.

Die Projektarbeiten wurden von Forschungsfonds FWF (PRV 500010-PRV) und der Oberösterreichischen Landesregierung finanziell gefördert und von der Forschungsplattform des Lebensministerium DaFNE mit Daten unterstützt.

Weitere Informationen zu Umweltbundesamt-Publikationen unter: <http://www.umweltbundesamt.at/>

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH
Spittelauer Lände 5, 1090 Wien/Österreich

Eigenvervielfältigung, gedruckt auf Recyclingpapier

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2012

Alle Rechte vorbehalten

ISBN 978-3-99004-163-5

INHALT

	ZUSAMMENFASSUNG	7
1	EINLEITUNG	9
	Hintergrund und Motivation	9
2	AUFBAU UND METHODIK	10
2.1	Aufbau der Studie	10
2.2	Methodische Grundlagen	10
2.2.1	Spezifische Festlegungen	12
3	BETRACHTETE BOKRAFTSTOFFPFADE	13
3.1	Biomethan aus Mais	13
3.1.1	Produktionsmengen an Mais.....	14
3.2	Biodiesel aus Raps	15
3.2.1	Produktionsmengen an Raps.....	17
3.3	Bioethanol aus Weizen	17
3.3.1	Produktionsmengen an Weizen	18
4	DATENGRUNDLAGEN DER BILANZIERUNG	20
4.1	Biodiesel aus Raps	20
4.1.1	Annahmen zum Biodieselprozess.....	21
4.1.2	Annahmen bezüglich der Nebenprodukte von Biodiesel	22
4.1.3	Annahmen zu Transport und Vertrieb	23
4.2	Bioethanol aus Weizen	23
4.2.1	Annahmen für Bioethanol.....	24
4.2.2	Annahmen bezüglich der Nebenprodukte von Bioethanol.....	24
4.2.3	Annahmen zu Transport und Vertrieb	25
4.3	Biogas aus Maissilage	26
4.3.1	Annahmen für Biogas.....	26
4.3.2	Annahmen bezüglich der Nebenprodukte von Biogas.....	27
4.3.3	Annahmen zu Transport und Vertrieb	27
5	ERGEBNISSE DER BILANZIERUNG	28
5.1	Differenzierung der gesamten Treibhausgas-Emissionen nach Schlüsselprozesskettengliedern	28
5.1.1	Biodiesel (Well-to-Tank-Ansatz).....	28
5.1.2	Bioethanol (Well-to-Tank-Ansatz)	29
5.1.3	Biogas (Well-to-Tank-Ansatz)	31
5.2	Ergebnisse der Ökobilanzierung	32

6	SENSITIVITÄTSANALYSEN	34
	Sensitivitätsanalyse – Allokationsmethoden der Nebenprodukte	34
7	LANDNUTZUNGSÄNDERUNGEN IN LEBENSZYKLUSANALYSEN	36
7.1	Direkte Landnutzungsänderungen	36
7.2	Indirekte Landnutzungsänderungen	37
7.2.1	Ökonomische Modelle	38
7.2.2	Mittelweg zwischen dem ökonomischen und dem deterministischen Ansatz (Spreadsheet-Modelle)	39
7.2.3	Deterministische Ansätze	39
8	ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG UND AUSBLICK	42
8.1	Treibhausgas-Minderungspotential im Vergleich zu anderen Studien	42
8.2	Vergleich der Ergebnisse mit den Schlüsselprozesskettengliedern anderer Studien	43
8.3	Vergleich Biokraftstoffe mit anderen Antriebsformen	44
8.4	Zukünftige Mobilität	46
9	LITERATURVERZEICHNIS	47

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Bestandteile einer Ökobilanz (Life Cycle Assessment, LCA) 11

Abbildung 2: Produktionspfad für Biogas auf Basis des Substrats Maissilage..... 14

Abbildung 3: Entwicklung der Maisproduktion in Österreich, Deutschland und den südöstlichen Nachbarstaaten 15

Abbildung 4: Produktionspfad für Biodiesel auf Basis des Substrats Raps..... 16

Abbildung 5: Entwicklung der Rapsproduktion in Österreich, Deutschland und den (süd)östlichen Nachbarstaaten..... 17

Abbildung 6: Produktionspfad für Bioethanol auf Basis des Substrats Weizen..... 18

Abbildung 7: Entwicklung der Weizenproduktion in Österreich, Deutschland und den (süd)östlichen Nachbarstaaten..... 19

Abbildung 8: Differenzierung der Treibhausgas-Emissionen (CO₂-Äquivalent) nach Verursachern – unter besonderer Berücksichtigung des Anbaus. 28

Abbildung 9: Differenzierung der Treibhausgas-Emissionen (CO₂-Äquivalent) nach Verursachern – unter besonderer Berücksichtigung der Verarbeitung. 28

Abbildung 10: Differenzierung der Treibhausgas-Emissionen (CO₂-Äquivalent) nach Verursachern – unter besonderer Berücksichtigung der Veredelung. 29

Abbildung 11: Differenzierung der Treibhausgas-Emissionen (CO₂-Äquivalent) nach Verursachern – unter besonderer Berücksichtigung des Anbaus 29

Abbildung 12: Differenzierung der Treibhausgas-Emissionen (CO₂-Äquivalent) nach Verursachern – unter besonderer Berücksichtigung der Veredelung. 30

Abbildung 13: Differenzierung der Treibhausgas-Emissionen (CO₂-Äquivalent) nach Verursachern – unter besonderer Berücksichtigung der Vergärung. 30

Abbildung 14: Differenzierung der Treibhausgas-Emissionen (CO₂-Äquivalent) nach Verursachern – unter besonderer Berücksichtigung des Anbaus. 31

Abbildung 15: Differenzierung der Treibhausgas-Emissionen (CO₂-Äquivalent) nach Verursachern – unter besonderer Berücksichtigung der Verarbeitung. 31

Abbildung 16: Differenzierung der Treibhausgas-Emissionen (CO₂-Äquivalent) nach Verursachern – unter besonderer Berücksichtigung der Veredelung..... 32

Abbildung 17: Bilanzergebnisse der Treibhausgas-Emissionen ohne Berücksichtigung der Landnutzungsänderungen, alloziert nach Energie..... 32

Abbildung 18: Überblick über den kumulierten Energieaufwand (KEA) biogener und fossiler Treibstoffe..... 33

Abbildung 19: Auswirkung der verschiedenen Methoden bei Biodiesel und Bioethanol auf das Bilanzergebnis..... 35

Abbildung 20: Treibhausgas-Emissionen von Biokraftstoffen im Vergleich zu fossilen Kraftstoffen unter Berücksichtigung von direkten Landnutzungsänderungen (DLUC)..... 37

Abbildung 21: Bandbreiten der gesamten CO₂-Äquivalent-Emissionen bei Biodiesel unter Berücksichtigung der Landnutzungsänderungen (Allokation der Nebenprodukte nach energetischer Allokationsmethode). 40

Abbildung 22: Bandbreiten der gesamten CO₂-Äquivalent-Emissionen bei Bioethanol unter Berücksichtigung der Landnutzungsänderungen (Allokation der Nebenprodukte nach energetischer Allokationsmethode). 41

Abbildung 23: Gesamte CO₂-Äquivalent-Emissionen bei Biogas unter Berücksichtigung der Landnutzungsänderungen (Allokation der Nebenprodukte nach energetischer Allokationsmethode)..... 41

Abbildung 24: Anteil der Treibhausgas-Emissionen verschiedener alternativer Antriebsformen im Vergleich zu fossilen Treibstoffen. 45

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Potenzielle Prozessschritte bei der Produktion von Biomethan.....	13
Tabelle 2:	Potenzielle Prozessschritte bei der Produktion von Biodiesel.	16
Tabelle 3:	Potenzielle Prozessschritte bei der Produktion von Bioethanol.....	18
Tabelle 4:	Annahmen zum Anbauprozess von Biodiesel.	21
Tabelle 5:	Annahmen zum Verarbeitungs- und Veredelungsprozess von Biodiesel, bezogen auf den Hektarertrag.	22
Tabelle 6:	Annahmen für die energetische Allokation bei der Biodieselproduktion, bezogen auf den Hektarertrag.....	22
Tabelle 7:	Annahmen für die Substitutionsmethode bei der Biodieselproduktion, bezogen auf den Hektarertrag.....	22
Tabelle 8:	Eingangsdaten zum Anbauprozess von Bioethanol.	24
Tabelle 9:	Annahmen zum Verarbeitungs- und Veredelungsprozess von Bioethanol, bezogen auf den Hektarertrag.	24
Tabelle 10:	Annahmen für die energetische Allokation bei der Bioethanolproduktion, bezogen auf den Hektarertrag	25
Tabelle 11:	Annahmen für die Substitutionsmethode bei der Bioethanolproduktion, bezogen auf den Hektarertrag.	25
Tabelle 12:	Eingangsdaten zum Anbauprozess von Biogas.	26
Tabelle 13:	Annahmen zum Verarbeitungs- und Veredelungsprozess von Biogas aus Maissilage, bezogen auf den Hektarertrag.	26
Tabelle 14:	Annahmen für die energetische Allokation bei der Biogasproduktion, bezogen auf den Hektarertrag.....	27
Tabelle 15:	Annahmen für die Substitutionsmethode bei der Biogasproduktion, bezogen auf den Hektarertrag.....	27
Tabelle 16:	Flächenbezogene Treibhausgas-Bilanzen durch direkte Landnutzungsänderungen beim Biomasse-Anbau.	36
Tabelle 17:	Herleitung des THG-Emissionspotenzials durch ILUC	39
Tabelle 18:	Bandbreite potenzieller Treibhausgas-Reduktionen für Bioethanol aus Weizen. Die angegebenen Werte berücksichtigen keine Emissionen aus Landnutzungsänderungen.....	42
Tabelle 19:	Bandbreite potenzieller Treibhausgas-Reduktionen für Biodiesel aus Raps. Die angegebenen Werte berücksichtigen keine Emissionen aus Landnutzungsänderungen.	43

ZUSAMMENFASSUNG

Der Anbau von Biomasse zur energetischen Nutzung ist ein wesentlicher Baustein der europäischen Strategie, um Treibhausgas-Emissionen zu reduzieren und den anthropogen verursachten Klimawandel einzudämmen. Das im Jahr 2008 vereinbarte Energie- und Klimapaket der EU sieht u. a. eine Erhöhung des Anteils erneuerbarer Energiequellen auf 10 % im Verkehr für das Jahr 2020 vor. Dieses Ziel soll größtenteils durch den Einsatz biogener Treibstoffe und den Umstieg auf Elektromobilität erreicht werden. Daher wird in vielen Ländern der Anbau von Biomasse gefördert. Die Frage, ob die Ausweitung des Biokraftstoffeinsatzes im Transportsektor auch tatsächlich insgesamt zur Reduktion von Treibhausgas-Emissionen beiträgt, wird viel diskutiert und kann mittels Ökobilanzierung untersucht werden.

**erneuerbare
Energiequellen
können THG-
Emissionen
reduzieren**

Ziel dieser Arbeit ist es, für biogene Treibstoffe, die in Österreich produziert werden, anhand einer Ökobilanz jene Prozessschritte (Schlüsselprozesskettenmitglieder) darzustellen, bei denen die meisten Treibhausgas-Emissionen entstehen. Um die mögliche Bandbreite dieser Emissionen aufzuzeigen werden zwei Ansätze gewählt: Zum einen die Variation der Stickstoffdünger-Menge in der Anbauphase und zum anderen die Zuordnung der Nebenprodukte auf die Emissionen des Endproduktes (Allokation der Nebenprodukte). Untersucht werden auch die Effekte einer geänderten Landnutzung bzw. wie diese in einer Ökobilanz berücksichtigt werden können.

**Ökobilanz
biogener Treibstoffe**

Schlüsselprozesskettenglieder ohne Berücksichtigung von Landnutzungsänderungen

Durch die Lebenszyklusanalyse ergeben sich bei den untersuchten Biokraftstoffpfaden folgende Schlüsselprozesskettenglieder:

- Bei der Produktion von **Biodiesel** aus Raps entstehen die meisten THG-Emissionen durch den **Anbau von Raps** auf dem Feld (85 %). Ausschlaggebend hierfür sind die Düngergaben und die Art der Feldbearbeitung¹.
- Bei **Bioethanol** entstehen die meisten THG-Emissionen in der **Fermentierungsphase** (Vergärung, 66 %). Bei dieser Phase ist das Endergebnis auch stark abhängig von der verwendeten Prozesswärme (Kohle, Gas oder Holz).
- Bei der **Biogasproduktion** werden ebenfalls in der **Fermentierungsphase** (Veredelung, 88 %) die meisten THG-Emissionen freigesetzt. Auch hier können die Ergebnisse bei der Prozesswärme zum Beispiel durch Verwendung von Holz (z. B. Hackschnitzel) verbessert werden.

¹ Die Emissionen infolge der Feldbearbeitung führen zu den größten Variationen in Lebenszyklusstudien, da die Emissionen stark vom bearbeiteten Boden abhängen.

Ergebnisse der Bilanzierung² ohne Berücksichtigung von Landnutzungsänderungen

Biodiesel, Bioethanol und Biogas sparen in der gesamten Lebenszyklusanalyse gegenüber den fossilen Treibstoffen deutliche Mengen an THG-Emissionen ein (Biodiesel 61 %, Bioethanol 40 % und Biogas 85 %).

Ergebnisse der Bilanzierung unter Berücksichtigung von Landnutzungsänderungen

Werden die direkten und indirekten Landnutzungsänderungen bei der Berechnung des Treibhausgas-Verminderungspotentials mit einbezogen, zeigt sich folgendes Bild:

- Die Verwendung von **Biogas** verursacht geringere THG-Emissionen gegenüber fossilen Brennstoffen (Reduktion um etwa 75 %).
- Bei **Biodiesel** ergibt sich ebenfalls ein Einsparungspotential gegenüber fossilem Diesel. Wird mit einem höheren Flächenverbrauch gerechnet, so verringert sich das Einsparungspotential auf 5 %.
- Bei **Bioethanol** ergibt sich unter Berücksichtigung direkter Landnutzungsänderungen ein Einsparungspotential gegenüber fossilem Benzin um 7 %. Nach Berücksichtigung der indirekten Landnutzungsänderungen ergibt sich kein THG-Reduktionspotential (Zunahme um 2–44 %).

***biogene und fossile
Kraftstoffpfade nur
bedingt vergleichbar***

Anzumerken ist hierbei, dass die Vergleichswerte für die fossilen Kraftstoffkomponenten unerwünschte Nebeneffekte wie etwaige entstehende Landnutzungsänderungen, Degradation von Böden oder energieintensive Fördermethoden nicht umfassen. Ein tatsächlicher Vergleich der biogenen und fossilen Kraftstoffpfade wäre erst nach Erfassen sämtlicher Förderrahmenbedingungen möglich; hierfür liegt bisher jedoch keine Methode bzw. nur unzureichendes Datenmaterial vor.

² Bei den dargestellten Ergebnissen wurden die Nebenprodukte nach der energetischen Allokationsmethode bilanziert.

1 EINLEITUNG

Ziel dieses Reports ist es, anhand von Ökobilanzen ausgewählter Biokraftstoffe (Biodiesel, Bioethanol, Biogas) die Schlüsselprozesskettenglieder zu identifizieren und die Auswirkungen unterschiedlicher Allokationsmethoden der Nebenprodukte sowie unterschiedlicher Mengen an Stickstoffdünger beim Anbau aufzuzeigen. Außerdem soll überprüft werden, wie die Berücksichtigung von direkten und indirekten Landnutzungsänderungen die Bilanzergebnisse beeinflusst.

Ziele der Studie

Hintergrund und Motivation

Die Nachfrage nach Biomasse steigt parallel mit den Rohölpreisen sowie den Bedenken über die zukünftige Energieversorgung weltweit an. Dies ist einerseits darauf zurückzuführen, dass viele Länder Biomasse als heimische Energieressource, aber auch als Exportgut, entdecken. Andererseits erfordern politische Ziele (z. B. in der Richtlinie über Erneuerbare Energien (RL 2009/28/EG) bzw. in der Richtlinie zur Kraftstoffqualität (RL 2009/30/EG)), mindestens 10 % an Energie aus erneuerbaren Quellen im Verkehrssektor einzusetzen und die Treibhausgasemissions-Intensität der im Verkehr eingesetzten fossile Kraftstoffe bis zum Jahr 2020 um 6 % zu senken.

politische Ziele

Um diese Ziele erreichen zu können, spielt der Einsatz von Biokraftstoffen (Kraftstoffe aus Biomasse) im Verkehrssektor eine wesentliche Rolle. Allerdings ist deren Treibhausgas-Minderungspotential gegenüber fossilen Kraftstoffen nicht unumstritten. Um eventuelle negative Auswirkungen zu vermeiden, sind in beiden Richtlinien Nachhaltigkeitskriterien für Biokraftstoffe festgelegt.

Nachhaltigkeitskriterien für Biokraftstoffe

Durch diese Nachhaltigkeitskriterien wird für Biokraftstoffe, die auf die Ziele angerechnet werden sollen, sichergestellt, dass

- die für die Produktion verwendeten landwirtschaftlichen Ausgangsstoffe nicht von Flächen mit hoher biologischer Vielfalt stammen,
- eine lückenlose Verfolgbarkeit der Herkunft der Ausgangsstoffe und der daraus hergestellten Biokraftstoffe vorliegt und
- eine Einsparung von Treibhausgas-Emissionen im Vergleich zu fossilen Kraftstoffen jedenfalls gegeben ist.

Im Besonderen besteht die Gefahr, dass die wachsende Nachfrage nach Biokraftstoffen durch eine weltweite Ausweitung der landwirtschaftlich genutzten Flächen gedeckt wird. Dies könnte indirekt zu Emissionen im Zusammenhang mit der Umwandlung von Flächen führen. Mit Stand Dezember 2010 hat die Kommission anerkannt, dass diese Effekte existieren (EU 2010), die konkreten Auswirkungen müssen aber noch überprüft werden.

Ausweitung landw. genutzter Flächen

Vor diesem Hintergrund werden in der vorliegenden Arbeit Biokraftstoffe aus unterschiedlichen Substraten (Mais, Weizen, Raps) hinsichtlich ihrer Umweltwirkungen (THG-Emissionen, kumulierter Energieaufwand) mit fossilen Kraftstoffen verglichen.

Umweltwirkungen von Kraftstoffen werden verglichen

2 AUFBAU UND METHODIK

2.1 Aufbau der Studie

Ökobilanz bewertet Umweltwirkungen

Anhand der Methode der Ökobilanz werden die biogenen Treibstoffe Biogas aus dem Substrat Mais, Bioethanol aus Weizen und Biodiesel aus Raps hinsichtlich folgender Umweltwirkungen bewertet:

1. Energieeffizienz, kumulierter Energieaufwand³ (KEA)
2. Treibhausgas-Emissionen (als CO₂-Äquivalent⁴).

In Kapitel 3 werden die untersuchten Biokraftstoffpfade sowie der gegenwärtige Nutzungsstand dargestellt.

In methodischer Hinsicht folgt die hier vorgelegte Ökobilanzierung den Vorgaben der Normen ISO14040 und ISO 14044 (2006) (siehe Kapitel 2.2).

Die zugrundeliegenden Eingangsdaten werden beschrieben und die Schlüsselprozesskettenglieder differenziert dargestellt.

Anschließend werden Sensitivitätsanalysen bezüglich der Stickstoffgaben beim Düngen und hinsichtlich der Allokationsmethoden (Einrechnung der Nebenprodukte in die THG-Bilanz bei der Biokraftstoffherstellung) durchgeführt. Die Bilanzergebnisse werden unter Berücksichtigung der direkten und indirekten Landnutzungsänderungen dargestellt und die Ergebnisse sowie weiterer Handlungsbedarf werden diskutiert.

2.2 Methodische Grundlagen

Die Methodik zur Bilanzierung einer gesamten „Lebenswegkette“ eines Produktes oder einer Dienstleistung wird im deutschsprachigen Raum „Ökobilanz“ oder „Lebenszyklusanalyse“ genannt, im englischsprachigen Raum „Life Cycle Assessment“ (LCA). Mit Hilfe von Ökobilanzen können beliebige Produkte oder Dienstleistungen hinsichtlich ihres Energieeinsatzes und ihren Emissionen ganzheitlich bewertet werden.

gesamter Lebenszyklus wird erfasst

Das Ziel einer Ökobilanz ist eine vergleichende Bewertung der Vor- und Nachteile verschiedener Alternativen, um auf diese Weise eine Entscheidungshilfe bereitzustellen. Dazu wird der gesamte Lebenszyklus des untersuchten Produktes (im vorliegenden Fall der Biokraftstoffe Bioethanol, Biodiesel und Biogas) – beginnend von der Rohstofferschließung und -gewinnung über die Produktion und Nutzung – analysiert, um möglichst alle mit diesem Produkt verbundenen Effekte zu erfassen. Dies gilt analog für alle in dem untersuchten Lebensweg anfallenden zusätzlichen Produkte (Hilfs- und Betriebsstoffe, entstehende Nebenprodukte).

³ Energiemenge, die für Herstellung, Transport, Lagerung, Verkauf und Entsorgung eines Produktes benötigt wird.

⁴ Zur Quantifizierung von THG-Emissionen wird die Klimawirksamkeit von Treibhausgasen in die von Kohlendioxid umgerechnet. Dieser Wert wird als CO₂-Äquivalent bezeichnet.

Die Internationale Organisation für Normung (ISO) hat die Vorgehensweise innerhalb der Ökobilanz-Methode mit den Normen ISO 14040:2006 und ISO 14044:2006 in ihren Grundzügen hinsichtlich der Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie der Sachbilanz (Life Cycle Inventory, LCI) standardisiert.

Eine Ökobilanz lässt sich gemäß ISO 14040 in vier Phasen unterteilen:

1. Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens,
2. Sachbilanz (Life Cycle Inventory),
3. Wirkungsabschätzung und
4. Auswertung.

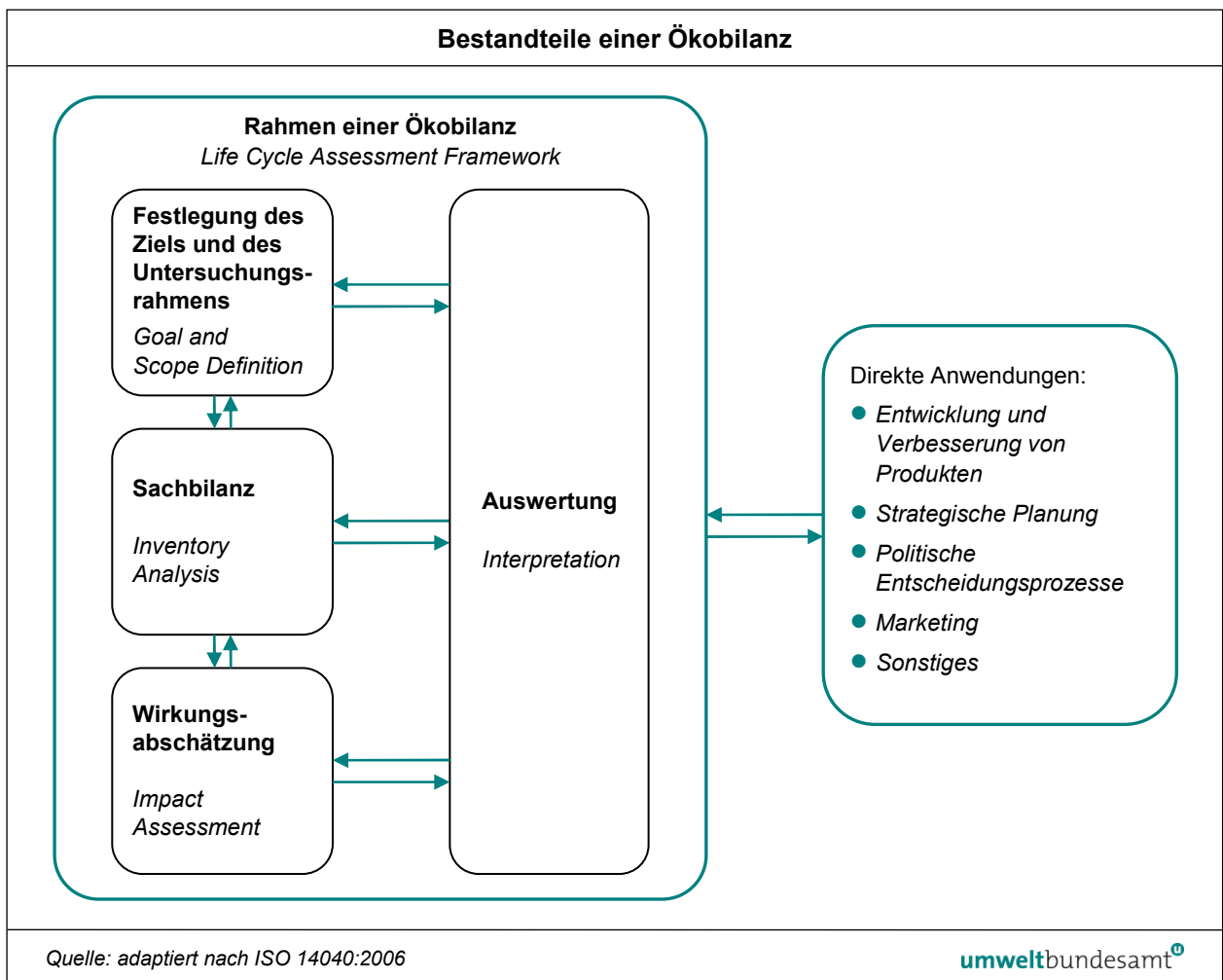


Abbildung 1: Bestandteile einer Ökobilanz (Life Cycle Assessment, LCA) (Quelle: ISO 14040:2006).

Als Ergebnis der ökologischen Betrachtung werden die ermittelten Umweltbelastungen zusammengefasst.

Im Rahmen der vorliegenden Analyse beschränken sich die Ausführungen ausschließlich auf die klimarelevanten Emissionen (Treibhausgas-Emissionen) sowie auf die Darstellung des kumulierten Energieaufwandes (KEA).

2.2.1 Spezifische Festlegungen

Funktionelle Einheit

Well-to-Wheel- Ansatz

Bei Anwendung des Well-to-Wheel-Ansatzes werden die THG-Emissionen (als CO₂-Äquivalent) je Fahrzeugkilometer ermittelt. Dieser Ansatz betrachtet die gesamte Prozesskette und ihre Umweltwirkungen von der Förderung des Kraftstoffs bis hin zur Verbrennung im Motor.

Allokation der Nebenprodukte

In einer Ökobilanz werden Stoff- und Energieflüsse eines Standardprozesses erfasst und in Bezug zum Produkt gesetzt. Oft fallen aber bei der Erzeugung auch viele Nebenprodukte an (z. B. bei Biodiesel aus Raps der Extraktionsschrot aus der Mühle). Die Zuordnung dieser Nebenprodukte wird in der Ökobilanzierung unter dem Begriff Allokation⁵ zusammengefasst.

Nach der ISO-Norm 14040:2006 ist nicht eindeutig eine bestimmte Allokationsregel vorgeschrieben. In der Richtlinie der EU-Kommission über Erneuerbare Energien (RL 2009/28/EG) wird eine Berücksichtigung der Nebenerzeugnisse in der Bewertung verlangt. Dabei wird für die Analyse politischer Maßnahmen die Substitutionsmethode (Definition siehe Kapitel 6) als geeignet betrachtet, für die Regulierung in Bezug auf einzelne Betreiber und einzelne Kraftstofflieferungen wird die Energieallokationsmethode vorgeschlagen. Der Vorteil der Energieallokationsmethode ist die leichte Anwendbarkeit. In der hier durchgeführten Sensitivitätsanalyse (siehe Kapitel 6) werden die Nebenprodukte sowohl nach dem Heizwert (Energieallokationsmethode), der Substitutionsmethode (Gutschriftenmethode) als auch ohne Anwendung der Allokation berücksichtigt, um die unterschiedlichen Auswirkungen der jeweiligen Methode auf das Ergebnis darzustellen.

Direkte und indirekte Landnutzungsänderungen

Gemäß RL 2009/28/EG soll den Emissionen aus Kohlenstoffbestandsänderungen infolge geänderter Flächennutzung besonderes Augenmerk gewidmet werden. Diese werden im Kapitel 7 unter Berücksichtigung der Landnutzungsänderungen (LUC) auf das Bilanzergebnis untersucht.

⁵ Zuordnung der Input- und Outputflüsse eines Nebenproduktes auf das Endprodukt.

3 BETRACHTETE BOKRAFTSTOFFPFADE

Für die Kraftstoffproduktion sind verschiedene Prozessschritte denkbar, wobei zwischen flüssigen und gasförmigen Biokraftstoffen unterschieden wird.

Von den flüssigen Biokraftstoffen sind **Biodiesel** und **Bioethanol** auf Basis öl-, zucker- und stärkehaltiger Pflanzenteile und Reststoffe bereits auf dem Markt. Für zukünftige synthetische Kraftstoffe (z. B. Fischer-Tropsch-Diesel bzw. BtL (Biomass-to-Liquid) sowie Bio-SNG (Synthetic-Natural-Gas) auf Basis von Lignozellulose (Holzzellulose) wurden erste Pilot- und Demonstrationsanlagen errichtet (z. B. in Güssing).

**flüssige
Biokraftstoffe**

Bei den gasförmigen Biokraftstoffen steht hingegen **Biomethan** aus aufbereitetem Biogas schon heute zur Verfügung und kann – ergänzend zu Erdgas – dem Verkehrssektor zur Verfügung gestellt werden.

**gasförmige
Biokraftstoffe**

Im Folgenden werden die betrachteten Biokraftstoffe einschließlich der möglichen Prozessschritte zur Kraftstoffproduktion dargestellt.

3.1 Biomethan aus Mais

Die Erzeugung von Biomethan basiert auf der Vergärung organischer Substanz zu methanreichem Biogas. Welche ökologischen Auswirkungen die Nutzung und Produktion von Biogas hat, ist von einer Vielzahl von Faktoren abhängig. Je nach Kombination dieser Einzelfaktoren ergeben sich Dutzende von Biogaspfaden, die sich in ihren ökologischen Auswirkungen stark unterscheiden können und daher differenziert zu betrachten sind.

In Tabelle 1 sind potenzielle Prozessschritte angeführt, die bei der Biogasproduktion eine Rolle spielen. Die Einflussgrößen können unterschiedlich kombiniert werden, woraus sich eine Vielzahl an möglichen Biogaspfaden ergibt. In diesem Report wurde ein typischer Biogaskraftstoffpfad hinsichtlich seiner Treibhausgas- und Energiebilanz untersucht.

*Tabelle 1: Potenzielle Prozessschritte bei der Produktion von Biomethan.
(Quelle: Umweltbundesamt)*

Prozessglieder	mögliche Variationen
Substrate	Rindergülle, Schweinegülle, Hühnerkot, Maissilage, Grassilage, Roggenkorn, Getreide-Ganzpflanzen-Silage
Transportwege	Anlieferung, Abtransport mit Schiff, Bahn, Lkw oder Flugzeug
Nebenprodukte	Gärreste (Biogasgülle, findet als Dünger Verwendung)
Fermentierungsprozess	unterschiedliche Fermenter (Leistung in MW)
Biogasaufbereitung	unterschiedliche Anlagengrößen (Leistung in MW)

Wie in Abbildung 2 ersichtlich, wurde in der vorliegenden Untersuchung der Biogaspfad mit dem Substrat Mais gewählt.

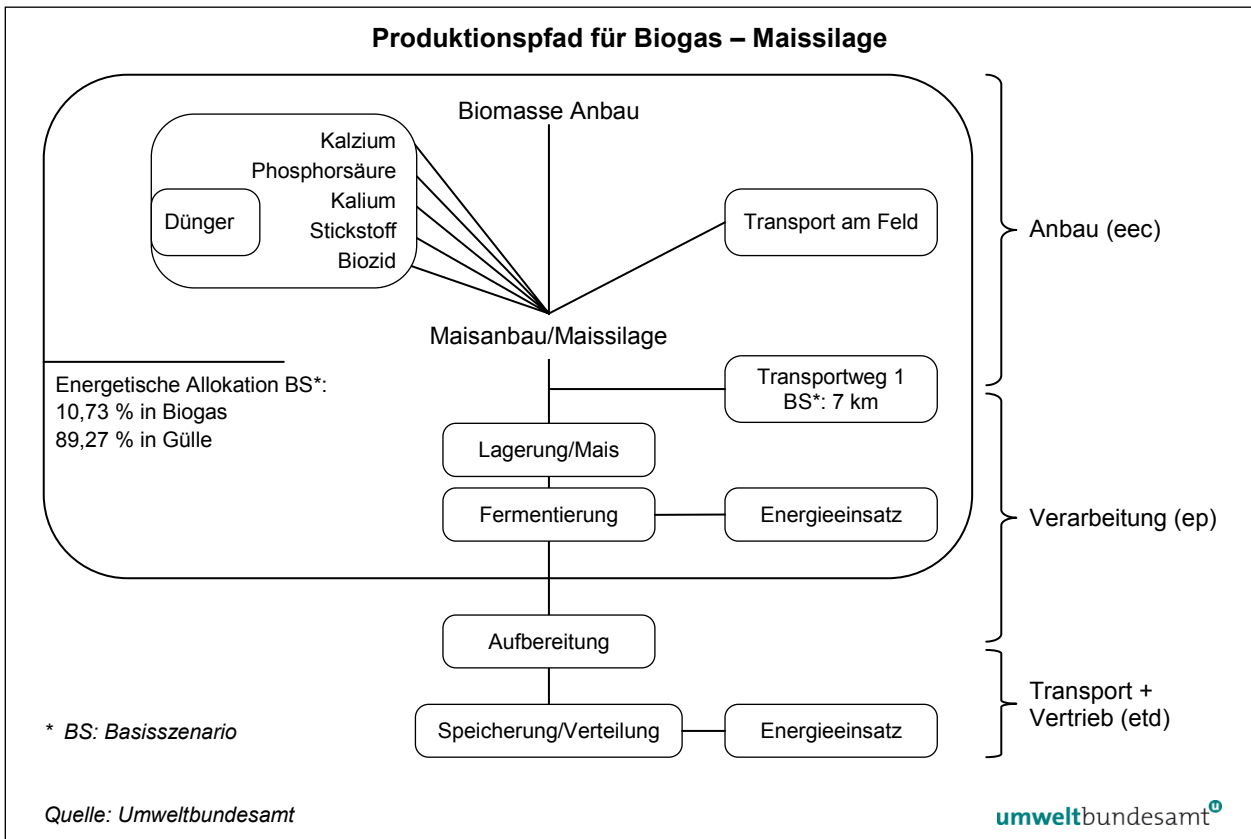


Abbildung 2: Produktionspfad für Biogas auf Basis des Substrats Maissilage.

3.1.1 Produktionsmengen an Mais

Innerhalb Mittel- und Osteuropas werden die größten Körnermaismengen in Rumänien, Ungarn, Serbien und der Ukraine produziert. Im Jahr 2005 betrug die in Österreich produzierte Menge etwa 1,7 Mio. Tonnen Maiskörner (GRIESMAYR & WÖRGETTER 2008).

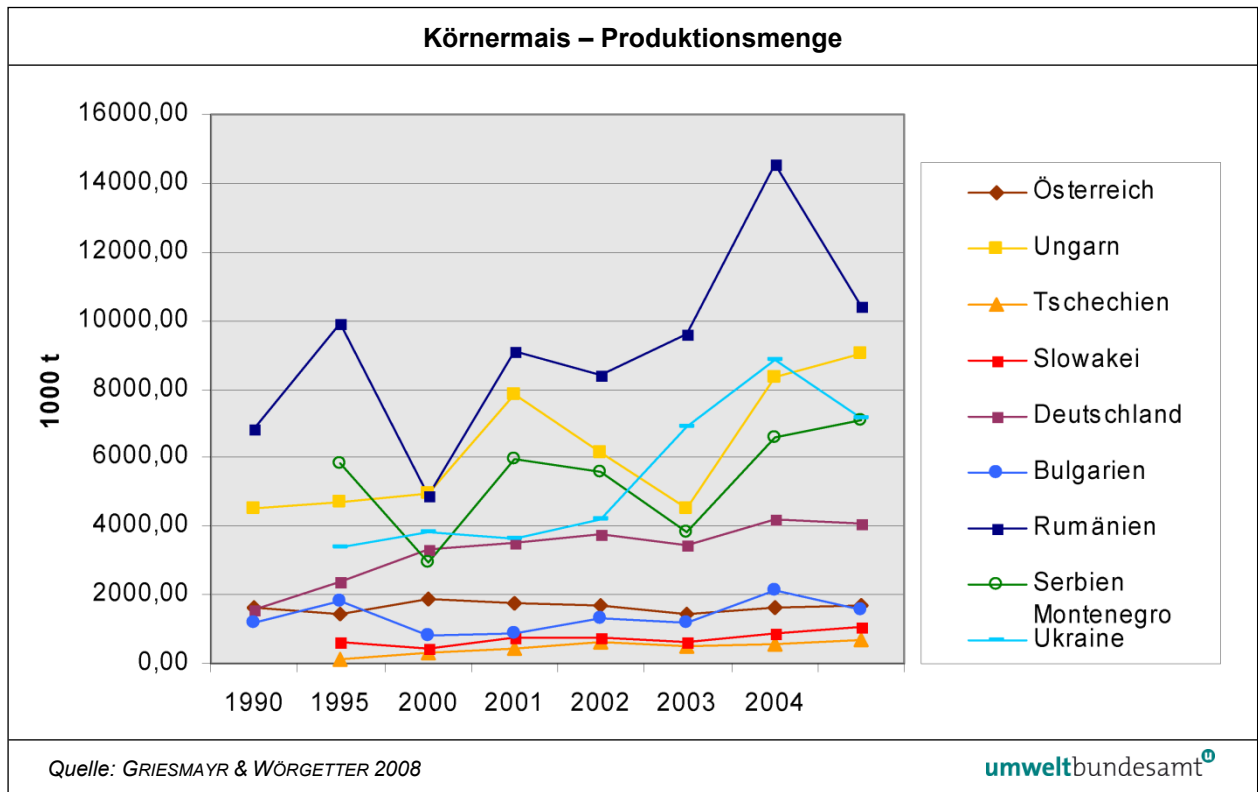


Abbildung 3: Entwicklung der Maisproduktion in Österreich, Deutschland und den südöstlichen Nachbarstaaten.

3.2 Biodiesel aus Raps

Die Erzeugung von Biodiesel aus pflanzlichen und tierischen Fetten sowie Ölen basiert auf einer schrittweisen Umesterung. Chemisch gesehen handelt es sich dabei um Fettsäuremethylester (FAME), welche – nach Vorreinigung – mit Hilfe eines Umesterungsmittels (Methanol) sowie eines Katalysators (Natron- und Kalilauge) erzeugt werden.

Die Fruchtfolge beträgt bei Raps 4–6 Jahre, die empfohlenen Stickstoffgaben sind mit 112–175 kg Reinstickstoff pro Hektar geringfügig höher als für Getreide (zum Vergleich: Weizen 104–163 kg/ha; vgl. ÖPUL 2000). Es werden lediglich die Ölfrüchte verwendet, während der verbleibende Biomasserest (Rapsstroh und Rapsschrot) nicht energetisch genutzt wird. Bei der Produktion von Biodiesel entstehen große Mengen an Glycerin, die hauptsächlich in der chemischen Industrie weiterverwendet werden oder energetisch in Biogasanlagen genutzt werden können. Als weiteres Nebenprodukt fällt bei der Produktion von Biodiesel aus Raps Presskuchen an. Dieser wird als Tierfutter (Ersatz von Soja-Futterimporten) verwendet.

Chemismus der Biodieselerzeugung

entstehende Nebenprodukte

Tabelle 2: Potenzielle Prozessschritte bei der Produktion von Biodiesel.
(Quelle: Umweltbundesamt)

Prozessglieder	mögliche Variationen
Substrate	pflanzliche und tierische Fette (z. B. Rapskörner)
Transportwege	Anlieferung, Abtransport mit Schiff, Bahn, Lkw oder Flugzeug
Nebenprodukte	Glyzerin (Verwendung in Kosmetika; Frostschutzmittel etc.) und Presskuchen (verwendet als Futtermittel)

Wie in Abbildung 4 ersichtlich, wurde in der vorliegenden Untersuchung der Biodieselpfad mit dem Substrat Raps gewählt.

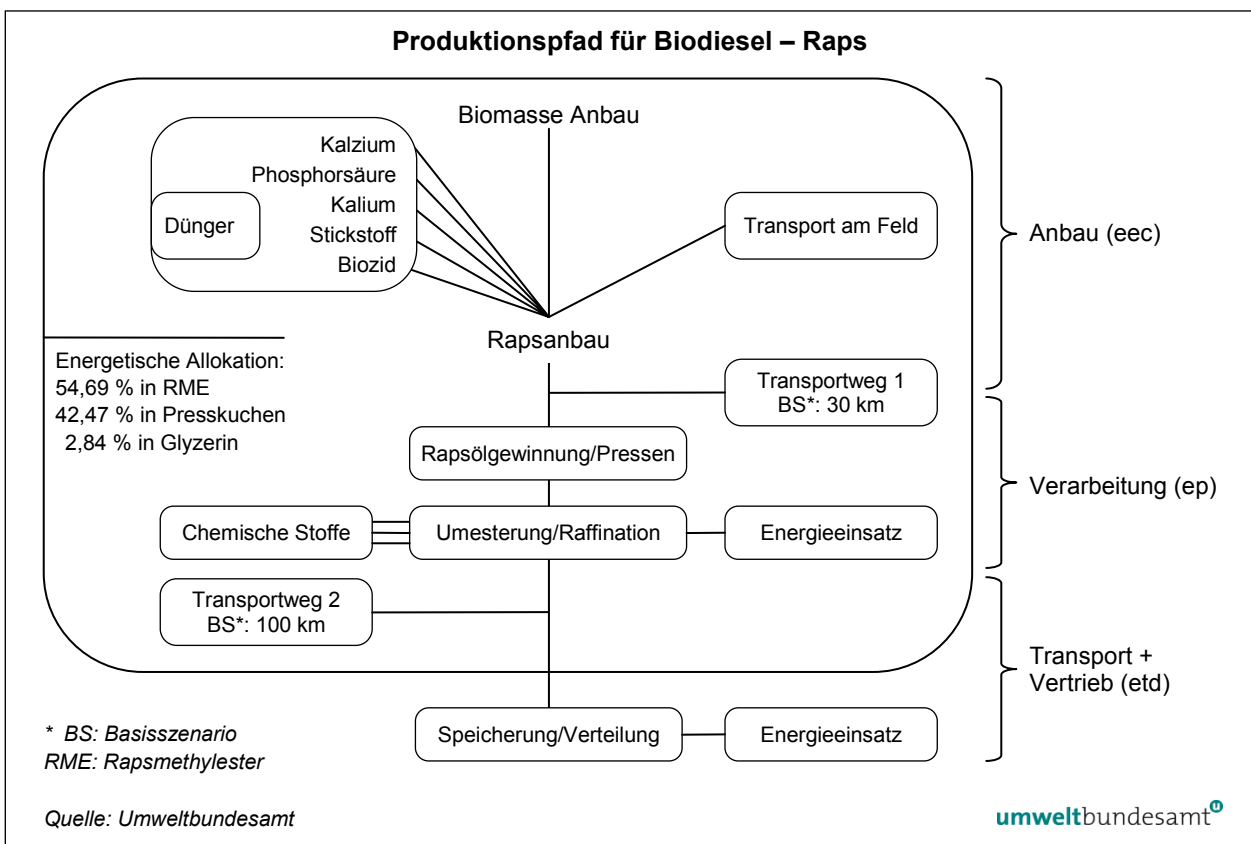


Abbildung 4: Produktionspfad für Biodiesel auf Basis des Substrats Raps.

3.2.1 Produktionsmengen an Raps

Deutschland war in Europa im Jahr 2005 der größte Rapsproduzent mit einer Produktionsmenge von etwa 5 Mio. Tonnen (GRIESMAYR&WÖRGETTER 2008). In Österreich betrug die Produktionsmenge im Jahr 2005 etwa 138.000 Tonnen.

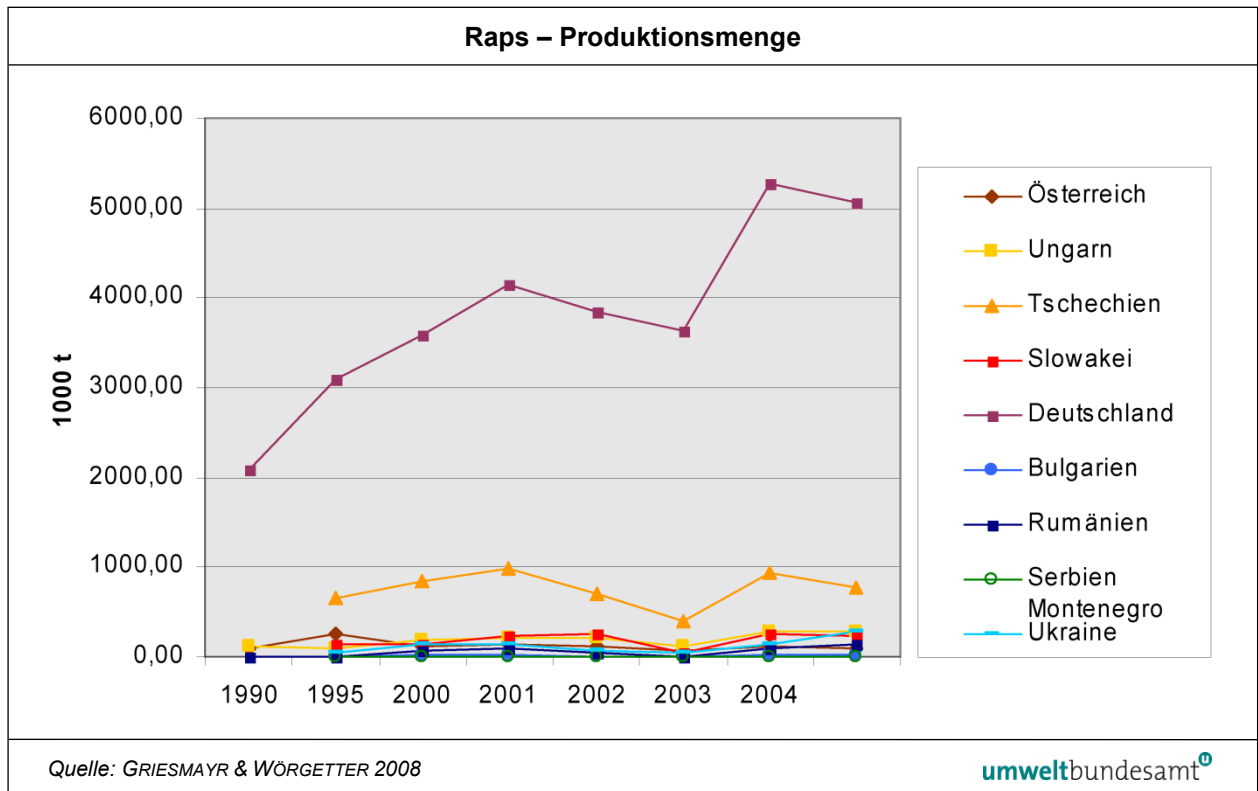


Abbildung 5: Entwicklung der Rapsproduktion in Österreich, Deutschland und den (süd)östlichen Nachbarstaaten.

3.3 Bioethanol aus Weizen

In den USA wird Ethanol vorwiegend aus Mais, in Europa überwiegend aus Weizen und Roggen produziert. In Brasilien wird hauptsächlich Zuckerrohr vergoren.

Für die alkoholische Gärung können prinzipiell zucker-, stärke- und lignozellulosehaltige Ausgangsstoffe wie z. B. Zuckerrüben, Weizen oder Triticale, Holz oder Stroh zum Einsatz kommen. Bioethanol wird durch Fermentation (alkoholische Gärung) aus Zucker mit Hilfe von Hefen gewonnen.

Fermentation aus Zuckern

Bei der Vergärung und Destillation entsteht als Nebenprodukt in großen Mengen Schlempe, die als Substrat für Biogasanlagen eingesetzt oder pelletiert und getrocknet (sog. DDGS – Dried Distillers Grains with Solubles) als Futtermittel verwendet werden kann. Anlagen zur Ethanolherzeugung auf Basis von Zuckerrüben und Getreide sind Stand der Technik, Konzepte auf Basis von Lignozellulose (z. B. Stroh) befinden sich noch im Forschungs- und Entwicklungsstadium.

entstehendes Nebenprodukt

Tabelle 3: Potenzielle Prozessschritte bei der Produktion von Bioethanol.
(Quelle: Umweltbundesamt)

Prozessglieder	mögliche Variationen
Substrate	Mais, Weizen, Roggen Triticale, Holz, Stroh, Zuckerrüben, Zuckerrohr
Transportwege	Anlieferung, Abtransport mit Schiff, Bahn, Lkw oder Flugzeug
Nebenprodukt	Schlempe (Dried Distillers Grains with Solubles, DDGS) (verwendet als Futtermittel)
Fermentierungsprozess	unterschiedliche Fermenter (Leistung in MW)

Wie in Abbildung 6 ersichtlich, wurde in der vorliegenden Untersuchung der Bioethanolpfad mit dem Substrat Weizen gewählt.

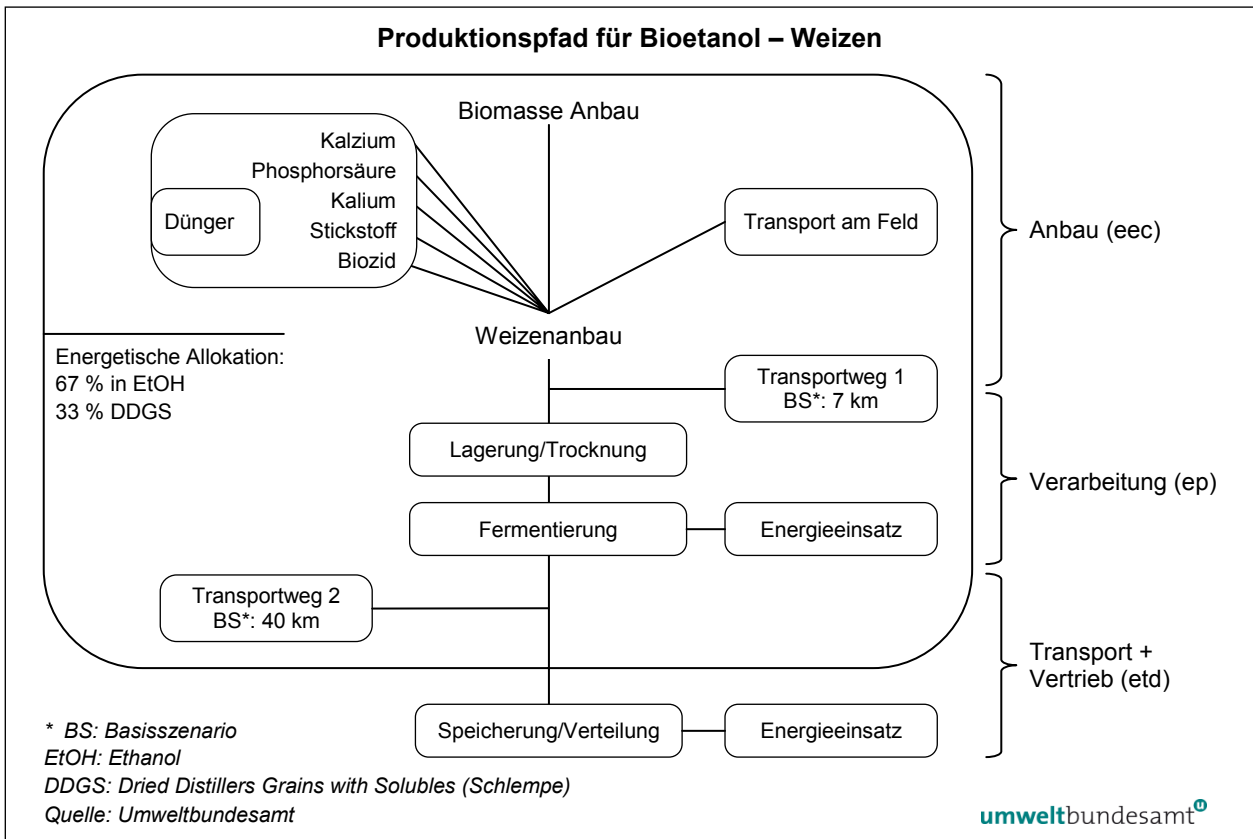


Abbildung 6: Produktionspfad für Bioethanol auf Basis des Substrats Weizen.

3.3.1 Produktionsmengen an Weizen

Betrachtet man die Produktionsmengen an Weizen in den Ländern Deutschland, Österreich und den (süd)östlichen Nachbarländern, so ist ersichtlich, dass Deutschland die höchste Produktionsmenge über den Zeitraum 1990–2005 aufweist. Im Jahr 2005 betrug die Produktionsmenge in Österreich etwa 1,3 Mio. Tonnen Weizen (GRIESMAYR & WÖRGETTER 2008).

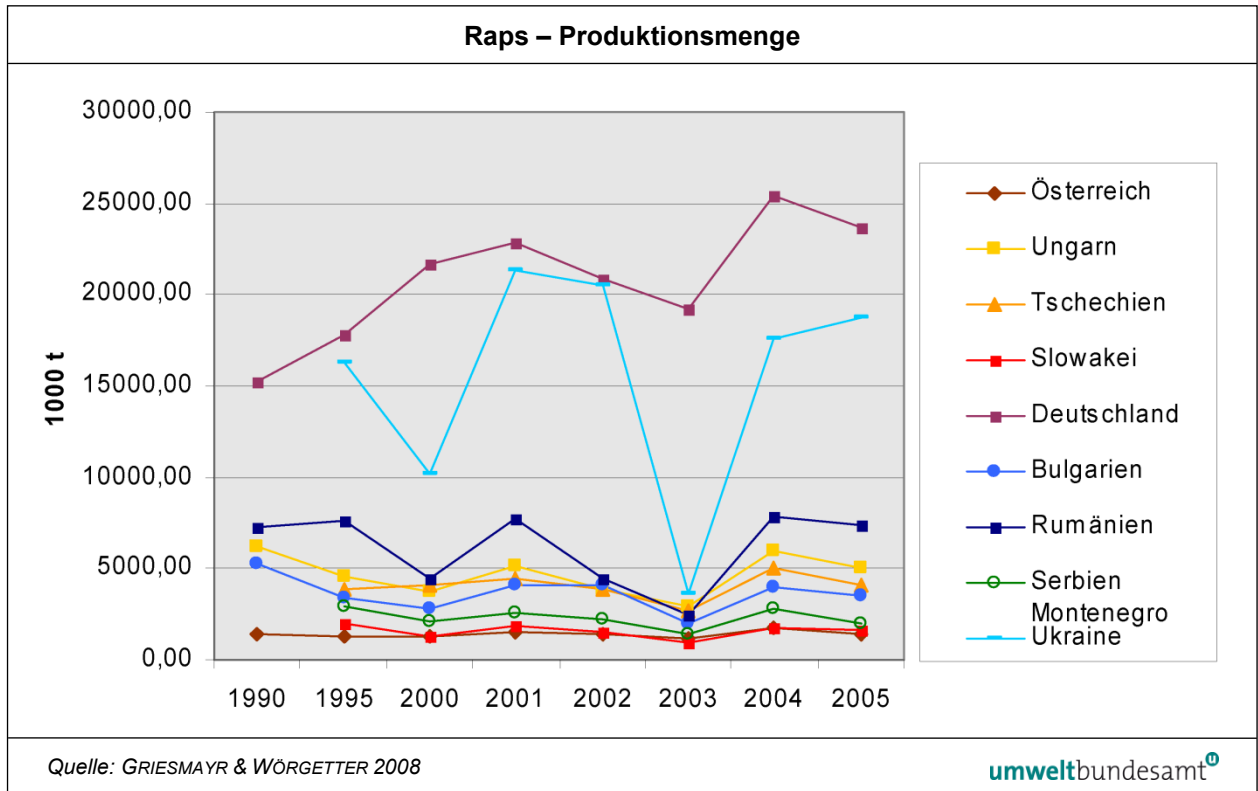


Abbildung 7: Entwicklung der Weizenproduktion in Österreich, Deutschland und den (süd)östlichen Nachbarstaaten.

4 DATENGRUNDLAGEN DER BILANZIERUNG

Im Folgenden werden die betrachteten Biokraftstoffpfade (Lebenswege) und Ansätze zur Bewertung der Nebenprodukte im Detail beschrieben.

Um eine Lebenszyklusanalyse durchführen zu können, muss eine große Datenmenge erhoben und verarbeitet werden, wobei Brennstoffqualitäten, Transportentfernungen usw. eine Rolle spielen. In GEMIS-Österreich (Version 4.5) liegt eine entsprechende Datenbasis vor.

Untersucht wurden folgende Biokraftstoffe:

- Biodiesel aus Raps
- Bioethanol aus Weizen
- Biomethan aus Mais.

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass es sich bei der Auswahl der Substrate sowie bei den Annahmen über die Verarbeitungsprozesse und Nebenprodukte um **eine mögliche** Prozess-Betrachtung **von vielen** handelt.

Annahmen zum spezifischen Verbrauch der Fahrzeuge:

Um die hier ausgewiesene funktionelle Einheit in g/Fzkm zu erhalten, wird von den Energieeinheiten in g/MJ auf die spezifischen Verbräuche der Fahrzeuge umgerechnet. Es wird von einem durchschnittlichen österreichischen Verbrauch über alle EURO-Klassen ausgegangen. Der Wert liegt je nach Brennstoff für eine Motorgröße von 1,4 bis 2 Liter zwischen 0,628 und 0,728 kWh/km.

4.1 Biodiesel aus Raps

Die gesamte bilanzierte Produktionskette für Biodiesel lässt sich grob in einen Anbauprozess, einen Verarbeitungsprozess sowie einen Transport- und Vertriebsprozess unterteilen.

Anbau und Ernte

Beim Anbauprozess wird davon ausgegangen, dass die Düngung nach guter landwirtschaftlicher Praxis erfolgt. Die angenommenen Verhältnisse spiegeln durchschnittliche österreichische Verhältnisse wider. Bei den Stickstoffgaben werden die Vorgaben nach der ÖPUL-2000-Düngetabelle berücksichtigt (ÖPUL 2000). Die Ernte erfolgt im Direktdrusch; das Rapsstroh wird in den Boden eingearbeitet, die Rapssaat wird auf dem Hof getrocknet, gereinigt und gekühlt (IFEU 2003).

Die Erzeugung von Rapsöl für Speisezwecke und als Rohstoff erfolgt nach bewährten und effizienten Methoden. In Kleinanlagen wird die Saat bis auf einen Restfettgehalt von 10–15 % abgepresst (WÖRGETTER et al. 1999).

Um aus dem Öl letztendlich Biodiesel herstellen zu können, bedarf es zur Umesterung⁶ zweier Komponenten:

1. Alkohol (meist in Form von Methanol) und einen
2. Katalysator (entweder NaOH – Natriumhydroxid – oder KOH – Kaliumhydroxid). KOH hat gewisse Vorteile, vor allem in Bezug auf das gewonnene Glycerin. Allerdings wird aufgrund der Kosten, der Verfügbarkeit und der leichteren Handhabung häufig NaOH als Katalysator verwendet.

Nach der Umesterung wird das Glycerin abgetrennt und gereinigt.

4.1.1 Annahmen zum Biodieselprozess

Nachfolgend werden die für die betrachtete Prozesskette gewählten Eingangsdaten aufgelistet.

Tabelle 4: Annahmen zum Anbauprozess von Biodiesel (Quelle: GEMIS-Österreich 4.5).

Daten zum Anbau	
Hektarertrag Raps ¹	2,99 t/ha·a
Energieinhalt Rapskörner ^{2,3}	6,83 kWh/kg
jährlicher Ertrag der Rapskörner	20.411 kWh/ha·a
Kalzium	18,8 kg/ha·a
Kalium	30,2 kg/ha·a
Phosphor	54,8 kg/ha·a
Stickstoff	145,0 kg/ha·a
Biozide	3,3 kg/ha·a
Maschine beim Anbau	441 kWh/ha·a
N ₂ O Acker (Lachgasemissionen)	300 g/MWh

¹ Die höchsten Raps-Hektarerträge werden in Deutschland, Österreich und Tschechien erzielt (GRIESMAYR & WÖRGETTER 2008). Die Bandbreite liegt hier zwischen 2,5 und 4,1 t/ha.

² AGRISERVE (2009): Internetplattform [Zugriff am 26.05.2009]

³ AGRISERVE (2009) <http://www.agriserve.de/Pflanzenheizungen-Allgemeines.html> (Zugriff am 26.05.09).

⁶ Beim Umestern werden die physikalischen Eigenschaften (z. B. die Konsistenz) der Fette für den speziellen Verwendungszweck optimiert.

Tabelle 5: Annahmen zum Verarbeitungs- und Veredelungsprozess von Biodiesel, bezogen auf den Hektarertrag. (Quelle: Umweltbundesamt)

Verarbeitung/Pressen	
Phosphor	2,04 kg/ha-a
Prozessenergie: Erdgas fossil	580 kWh/ha-a
Elektrische Energie: Öffentliches Stromnetz	129 kWh/ha-a
Veredelung/Umesterung	
Prozesswärme: Erdgas fossil	753 kWh/ha-a
Strompark	92 kWh/ha-a
Methanol	217,2 kg/ha-a
NaOH (Natriumhydroxid)	11,85 kg/ha-a
HCl (Salzsäure)	9,88 kg/ha-a

4.1.2 Annahmen bezüglich der Nebenprodukte von Biodiesel

Im untersuchten Standardprozess wird die Annahme getroffen, dass als Nebenprodukte bei der Herstellung von Biodiesel aus Raps Glyzerin und Presskuchen anfallen. Die Aufteilung für diese Untersuchung erfolgt nach dem Heizwert (energetische Allokation). Dies bedeutet, dass von den gesamten Emissionen, die bei der Bilanzierung anfallen, 55 % dem Biokraftstoff zugerechnet werden.

Tabelle 6: Annahmen für die energetische Allokation bei der Biodieselproduktion, bezogen auf den Hektarertrag. (Quelle: Umweltbundesamt)

anfallende Produkte	energetischer Anteil
Rapsmethylester (RME)	55 %
Presskuchen (Nebenprodukt)	42 %
Glyzerin (Nebenprodukt)	3 %

Substitutionsmethode

Bei der Substitutionsmethode (Gutschriftenmethode) werden die anfallenden Nebenprodukte proportional zur Nutzenmenge gutgeschrieben, sie werden also von der Gesamtbelastung abgezogen. Rechnerisch können bei dieser Methode Verminderungen von Umweltbelastungen auftreten.

Tabelle 7: Annahmen für die Substitutionsmethode bei der Biodieselproduktion, bezogen auf den Hektarertrag. (Quelle: Umweltbundesamt)

anfallende Produkte	Anteil nach Gutschriftenmethode
Rapsmethylester (RME)	86 %
Presskuchen(Nebenprodukt)	13 %
Glyzerin (Nebenprodukt)	1 %

4.1.3 Annahmen zu Transport und Vertrieb

Transport

Bei der Produktion von Biodiesel wird im untersuchten Standardprozess von zwei Transportwegen ausgegangen:

- 1. *Transportweg*: vom Feld zur Weiterverarbeitung (Annahme: Distanz 30 km)
- 2. *Transportweg*: von der Raffinerie zur Tankstelle (Annahme: Distanz 100 km).

Es wird angenommen, dass bei beiden Wegen für den Transport ein Lkw verwendet wird.

Vertrieb

Für den Vertrieb werden etwas mehr als 0,0004 kWh elektrischer Strom/kWh Rapsmethylester aus dem lokalen Stromnetz aufgewendet.

4.2 Bioethanol aus Weizen

In den USA und im europäischen Ausland wird Ethanol vor allem aus Getreide hergestellt; in Brasilien wird auf die Vergärung aus Zuckerrohr gesetzt. Die Bioethanolherstellung aus Weizen erfolgt mit einem herkömmlichen Fermentationsverfahren aus dem Weizenkorn. Als Nebenprodukt des Weizenanbaus fällt bei der Ernte des Korns Stroh an, das neben der stofflichen Nutzung (u. a. anteiliges Belassen auf dem Acker zur Aufrechterhaltung einer ausgeglichenen Humusbilanz) auch für energetische Zwecke (Biomassekessel zur Wärme- und/oder Elektroenergieerzeugung) oder zur Herstellung von Biokraftstoffen verwendet werden kann (LINDORFER 2009).

Stroh als Nebenprodukt

Bioethanol wird durch Fermentation (alkoholische Gärung) aus Zuckern mit Hilfe von Hefen erzeugt. Dabei wird die Stärke in Zucker und der Zucker durch Hefe in Alkohol umgewandelt, wobei CO₂ frei wird. Während des Fermentationsvorganges entsteht Wärme, die Maische muss daher gekühlt werden (Fermenterkühler).

alkoholische Gärung

4.2.1 Annahmen für Bioethanol

Nachfolgend werden die für die betrachtete Prozesskette gewählten Eingangsdaten aufgelistet.

Tabelle 8: *Eingangsdaten zum Anbauprozess von Bioethanol (Quelle: GEMIS-Österreich 4.5).*

Daten zum Anbau	
Hektarertrag Weizen*	5,55 t/ha·a
Energieinhalt Weizenkörner	4,72 kWh/kg
jährlicher Ertrag von Weizenkörnern	26.197,5 kWh/ha·a
Kalzium	7,1 kg/ha·a
Kalium	42,4 kg/ha·a
Phosphor	67,4 kg/ha·a
Stickstoff	141,3 kg/ha·a
Biozide	4,5 kg/ha·a
Maschine beim Anbau	555,55 kWh/ha·a
N ₂ O Acker (Lachgasemissionen)	106,6 g/MWh

* Die Hektarerträge liegen bei Weizen in Österreich (Jahr 2005) bei etwa 5 t/ha (GRIESMAYR & WÖRGETTER 2008)

Tabelle 9: *Annahmen zum Verarbeitungs- und Veredelungsprozess von Bioethanol, bezogen auf den Hektarertrag. (Quelle: Umweltbundesamt)*

Verarbeitung	
Prozessenergie: Erdgas fossil	242,64 kWh/ha·a
Elektrische Energie: Strompark Österreich 2006	105,78 kWh/ha·a
Veredelung	
Prozesswärme: Erdgas fossil	5.494 kWh/ha·a
Fermentierungsprozess	2.121 kg CO ₂ -Äquivalent/ha·a

4.2.2 Annahmen bezüglich der Nebenprodukte von Bioethanol

Als Nebenprodukt der Bioethanolherstellung wird proteinhaltige Schlempe als eiweißreiches Futtermittel erzeugt. Diese kann entweder direkt verfüttert oder durch Eindampfung, Trocknung und Pelletierung zu DDGS (Dried Distillers Grains with Solubles) weiterverarbeitet werden (KLENK & KUNZ 2008). Dieses Nebenprodukt ersetzt somit andere Futtermittel wie etwa Sojaimporte. Die entsprechenden Anbauflächen können somit z. B. für die Produktion anderer Nahrungsmittel verwendet werden.

Tabelle 10: Annahmen für die energetische Allokation bei der Bioethanolproduktion, bezogen auf den Hektarertrag. (Quelle: GEMIS-Österreich, 4.5)

anfallende Produkte	energetischer Anteil
Ethanol	67 %
Schlempe (DDGS) (Nebenprodukt)	33 %

DDGS ... Dried Distillers Grains with Solubles

Bei der Substitutionsmethode (Gutschriftenmethode) werden die anfallenden Nebenprodukte proportional zur Nutzenmenge gutgeschrieben, sie werden im Fall der Ethanolproduktion nach dem Fermentationsverfahren von der Gesamtbelastung abgezogen.

Tabelle 11: Annahmen für die Substitutionsmethode bei der Bioethanolproduktion, bezogen auf den Hektarertrag. (Quelle: Umweltbundesamt)

anfallende Produkte	Anteil bei Substitutionsmethode
Ethanol	59 %
Schlempe (DDGS) (Nebenprodukt)	41 %

DDGS ... Dried Distillers Grains with Solubles

4.2.3 Annahmen zu Transport und Vertrieb

Transport

Bei der Produktion von Bioethanol aus Weizen wird im Basisprozess von zwei Transportwegen ausgegangen:

- 1. *Transportweg*: vom Feld zur Weiterverarbeitung (Annahme Distanz: 7 km)
- 2. *Transportweg*: von der Raffinerie zur Tankstelle (Annahme Distanz: 40 km).

Es wird angenommen, dass bei beiden Wegen für den Transport ein Lkw verwendet wird.

Vertrieb

Für den Vertrieb werden etwas mehr als 0,0004 kWh elektrischer Strom/kWh Bioethanol aus dem lokalen Stromnetz aufgewendet.

4.3 Biogas aus Maissilage

Zur Biogaserzeugung können mehrere Substrate verwendet werden (siehe Tabelle 1). In diesem Report wird Biogas aus dem Substrat Maissilage in Monovergärung betrachtet.

Vorteile der Monovergärung

Die Vorteile bei einer 100%igen Vergärung von Biomasse gegenüber einer 100%igen Vergärung von Gülle liegen in einem deutlich höheren Energieertrag. Somit muss weniger Substrat zur Biogaserzeugung eingesetzt werden und die Transportwege können kürzer gehalten werden. In der Praxis findet hingegen oft eine Ko-Fermentation statt, in der mehrere Substrate zusammen vergoren werden. Dieser Fall wird hier nicht untersucht.

Das Rohsubstrat wird in einem ein- oder mehrstufigen Verfahren vergoren, dabei entstehen CH₄-, CO₂- und in geringen Mengen auch N₂-Emissionen. Anschließend wird das entstandene Biogas zu Erdgasqualität (Biomethan) aufbereitet. Dies erfordert eine Behandlung des Gases, um Kohlendioxid und andere Begleitstoffe zu entfernen. Dazu ist wiederum ein Energie-Input notwendig.

4.3.1 Annahmen für Biogas

Tabelle 12: Eingangsdaten zum Anbauprozess von Biogas (Quelle: GEMIS-Österreich 4.5).

Daten zum Anbau	
Hektarertrag Maiskörner*	12,35 t/ha·a
Energieinhalt Maiskörner	4,75 kWh/kg
jährlicher Ertrag der Maiskörner (Ganzpflanzennutzung)	58.667 kWh/ha·a
Kalzium	572 kg/ha·a
Kalium	149 kg/ha·a
Phosphor	48 kg/ha·a
Stickstoff	140 kg/ha·a
Biozide	2,5 kg/ha·a
Maschine beim Anbau	1.562 kWh/ha·a
N ₂ O Acker (Lachgasemissionen)	46,68 gN ₂ O/MWh

* Die höchsten Hektarerträge bei Maiskörnern werden in Österreich erzielt, danach folgen Deutschland, Tschechien und Ungarn (GRIESMAYR & WÖRGETTER 2008).

Tabelle 13: Annahmen zum Verarbeitungs- und Veredelungsprozess von Biogas aus Maissilage, bezogen auf den Hektarertrag (Quelle: GEMIS-Österreich 4.5).

Verarbeitung	
Lagerung	82,1 kWh/ha·a
Vergärungsverfahren	1.726 kg CO ₂ -Äquivalent/ha·a
Prozessenergie: Erdgas fossil	6.369 kWh/ha·a
Elektrische Energie: Strompark	1.393 kWh/ha·a
Veredelung/Aufbereitung	
Prozesswärme: Erdgas fossil	2.933 kWh/ha·a
Aufbereitungsverfahren	5.863 kg CO ₂ -Äquivalent/ha·a

4.3.2 Annahmen bezüglich der Nebenprodukte von Biogas

Bei der Herstellung von Biogas aus dem Substrat Maissilage fällt als Nebenprodukt Biogasgülle an, welche als Dünger verwendet werden kann.

Tabelle 14: Annahmen für die energetische Allokation bei der Biogasproduktion, bezogen auf den Hektarertrag. (Quelle: Umweltbundesamt)

anfallende Produkte	Energiemenge [kWh/ha*a]	energetischer Anteil
Biogas	58.667	11 %
Gülle (Nebenprodukt)	488.201	89 %

Bei der Substitutionsmethode (Gutschriftenmethode) werden die anfallenden Nebenprodukte proportional zur Nutzenmenge gutgeschrieben. Die Gutschriften bei der Biogasherstellung werden nach dem Fermentierungsverfahren von der Gesamtbelastung abgezogen.

Ein wesentlicher Aspekt für die Ökobilanz sind die durch die Vergärung ausgelösten Stickstoffströme. Im vorliegenden Report wurde die Methode analog zu IFEU & PARTNER (2008) gewählt, welche auf Daten von Rohgülle und vergorener Gülle basiert. In ihrer Publikation wurde ein Einsparpotential an Mineraldünger durch Biogasgülle von 27–32 % ermittelt.

Stickstoffströme

Tabelle 15: Annahmen für die Substitutionsmethode bei der Biogasproduktion, bezogen auf den Hektarertrag. (Quelle: Umweltbundesamt)

anfallende Produkte	Anteil bei der Substitutionsmethode
Biogas	4 %
Biogasgülle (Nebenprodukt)	29 %

4.3.3 Annahmen zu Transport und Vertrieb

Transport

Bei der Produktion von Biogas aus Mais wird im Basisprozess von einem Transportweg ausgegangen:

Transportweg: vom Feld zur Biogasanlage (Annahme Distanz: 7 km)

Es wird angenommen, dass für den Transport ein Lkw mit durchschnittlicher Tonnage verwendet wird.

Vertrieb

Für den Vertrieb werden 0,012 kWh elektrischer Strom/kWh Biogas aus dem lokalen Stromnetz aufgewendet.

5 ERGEBNISSE DER BILANZIERUNG

5.1 Differenzierung der gesamten Treibhausgas-Emissionen nach Schlüsselprozesskettengliedern

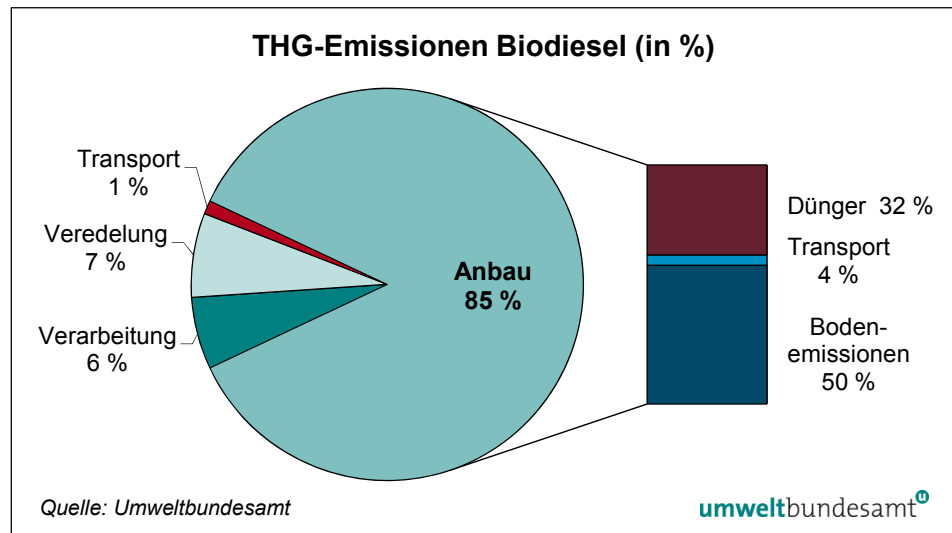
5.1.1 Biodiesel (Well-to-Tank-Ansatz)

**Prozessschritt
Anbau**

Nachfolgend werden die gesamten Treibhausgas-Emissionen des Basisprozesses nach den Prozesskettengliedern aufgeteilt. In der Prozesskette „Anbau“ werden die größten Emissionen durch Lachgas verursacht.

Die Methode basiert auf dem Well-to-Tank-Ansatz, welcher alle Schritte der Kraftstoffbereitstellung – vom Bohrloch bis zum Fahrzeugtank – erfasst.

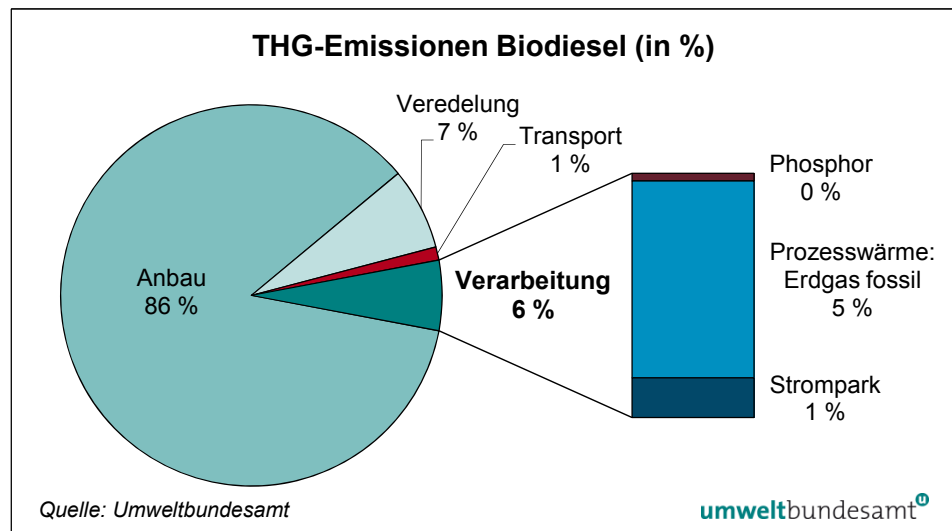
Abbildung 8:
Differenzierung der Treibhausgas-Emissionen (CO₂-Äquivalent) nach Verursachern – unter besonderer Berücksichtigung des Anbaus.



**Prozessschritt
Verarbeitung**

Bei der Verarbeitung von Biodiesel entstehen die meisten Treibhausgas-Emissionen durch die Verwendung von fossiler Prozesswärme.

Abbildung 9:
Differenzierung der Treibhausgas-Emissionen (CO₂-Äquivalent) nach Verursachern – unter besonderer Berücksichtigung der Verarbeitung.



Bei der Veredelung von Biodiesel entstehen die meisten Emissionen durch den Einsatz von fossiler Prozesswärme.

**Prozessschritt
Veredelung**

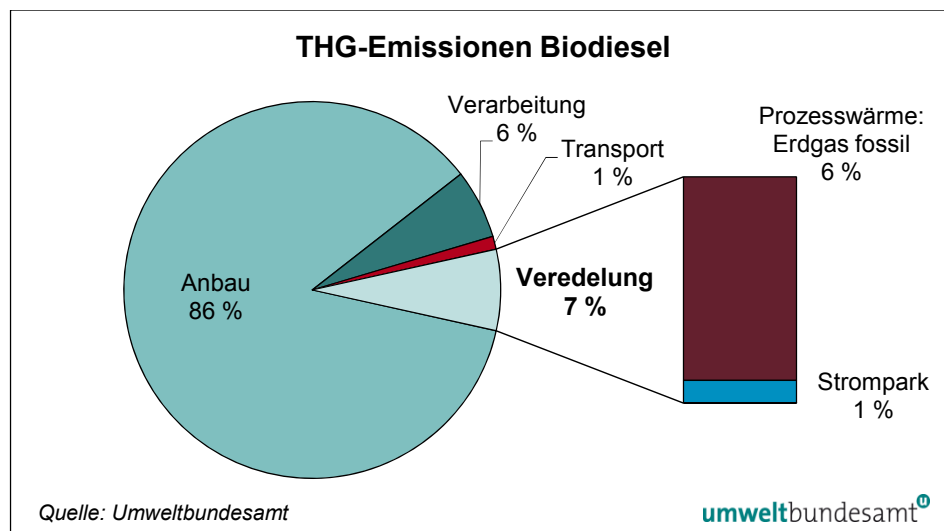


Abbildung 10: Differenzierung der Treibhausgas-Emissionen (CO₂-Äquivalent) nach Verursachern – unter besonderer Berücksichtigung der Veredelung.

5.1.2 Bioethanol (Well-to-Tank-Ansatz)

Nachfolgend werden die gesamten Treibhausgas-Emissionen, die bei der Lebensweganalyse von Bioethanol entstehen, anteilmäßig nach den Prozesskettengliedern aufgeteilt.

Dabei ist ersichtlich, dass der Großteil der Emissionen bei Bioethanol bei der Vergärung (66 % der Treibhausgas-Emissionen) anfällt. Die Emissionen stammen hierbei aus fossiler Prozessenergie. Beim Anbau von Weizen gliedern sich die Emissionen in Lachgasemissionen mit 11 %, die Emissionen durch die Düngung mit 17 % und den Transport mit 3 %.

**Prozessschritt
Anbau**

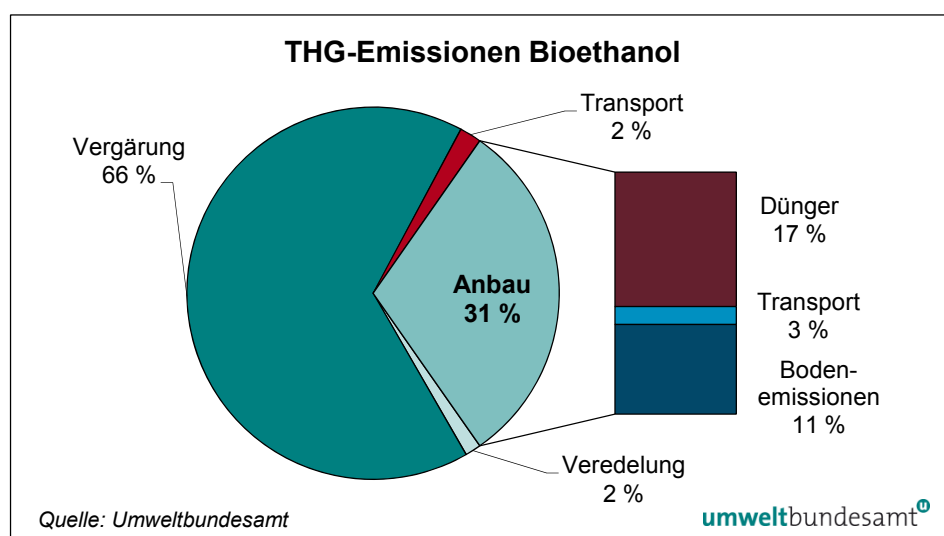
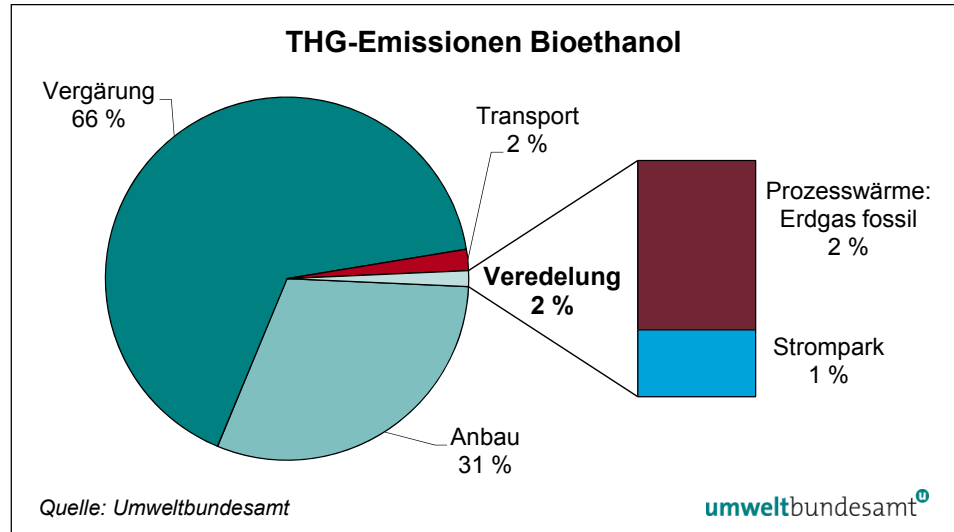


Abbildung 11: Differenzierung der Treibhausgas-Emissionen (CO₂-Äquivalent) nach Verursachern – unter besonderer Berücksichtigung des Anbaus

**Prozessschritt
Veredelung**

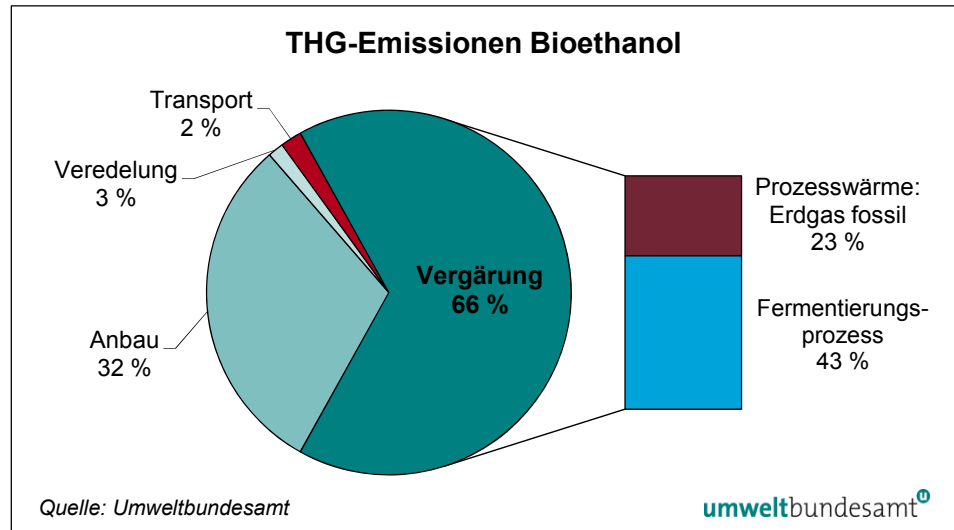
Bei der Veredelung/Aufbereitung entstehen nur etwa 2 % der Gesamt-Treibhausgas-Emissionen durch die Verwendung von fossiler Prozessenergie.

Abbildung 12:
Differenzierung der Treibhausgas-Emissionen (CO₂-Äquivalent) nach Verursachern – unter besonderer Berücksichtigung der Veredelung.



Bei der Vergärung entstehen durch den Einsatz von fossiler Prozesswärme 23 % der Treibhausgas-Emissionen. Die meisten Emissionen bei der Vergärung entstehen jedoch durch das Gärungsverfahren (43 %).

Abbildung 13:
Differenzierung der Treibhausgas-Emissionen (CO₂-Äquivalent) nach Verursachern – unter besonderer Berücksichtigung der Vergärung.



5.1.3 Biogas (Well-to-Tank-Ansatz)

Nachfolgend werden die gesamten Treibhausgas-Emissionen, die bei der Lebensweganalyse von Biogas entstehen, anteilmäßig nach den Prozesskettengliedern aufgeteilt.

Dabei ist ersichtlich, dass 88 % der Emissionen bei der Veredelung anfallen. Die Emissionen beim Anbau von Mais sind im Vergleich zu den Anbauemissionen für die Rohstoffe für Bioethanol und Biodiesel gering.

Prozessschritt Anbau

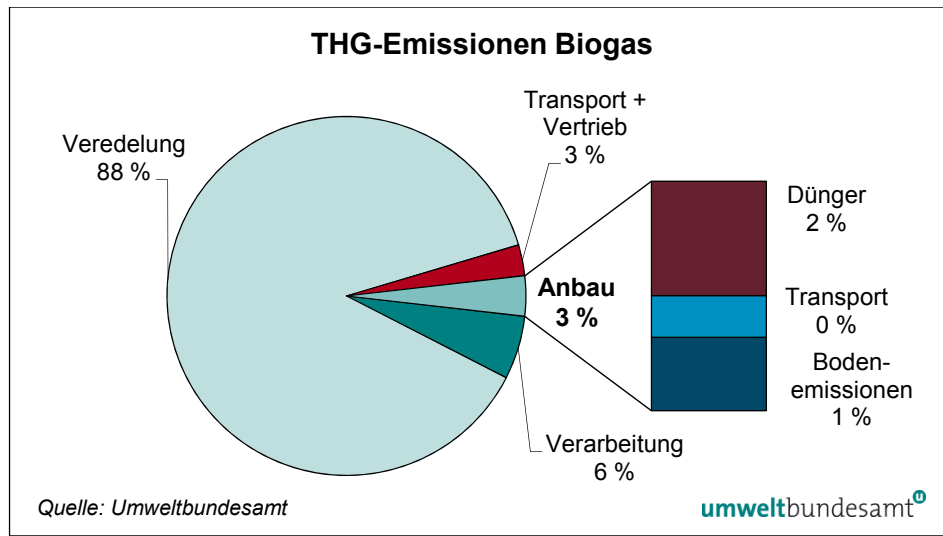


Abbildung 14: Differenzierung der Treibhausgas-Emissionen (CO₂-Äquivalent) nach Verursachern – unter besonderer Berücksichtigung des Anbaus.

Bei der Verarbeitung entstehen etwa 6 % der Treibhausgas-Emissionen, etwa 3 % durch die fossile Prozessenergie und etwa 2 % durch das Fermentierungsverfahren.

Prozessschritt Verarbeitung

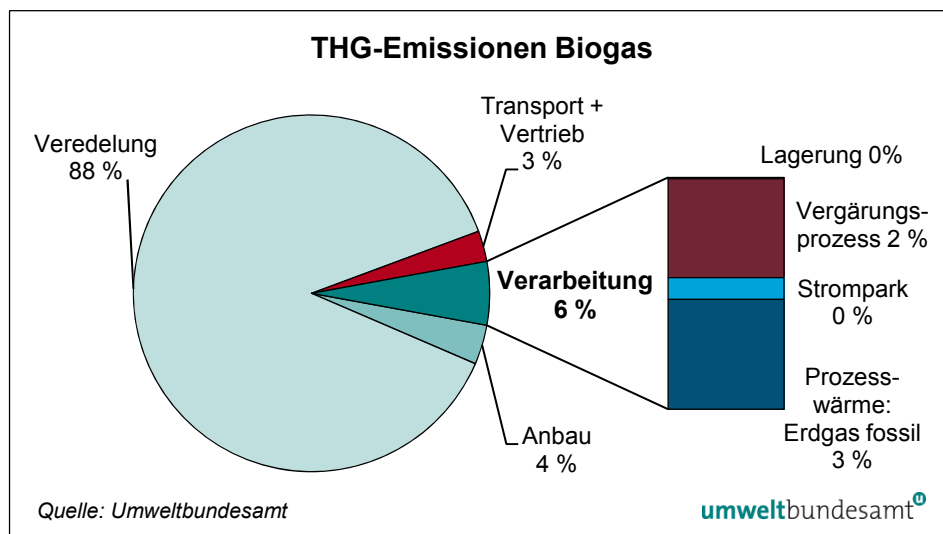
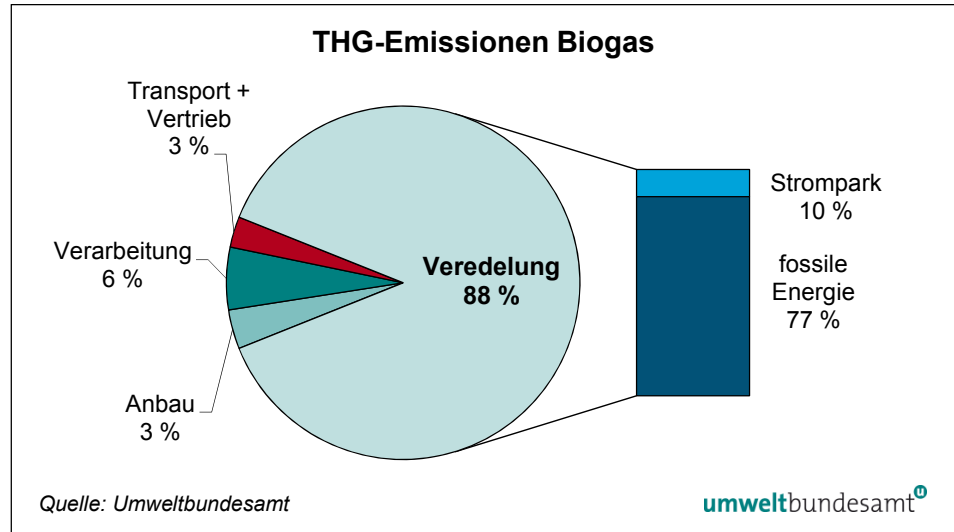


Abbildung 15: Differenzierung der Treibhausgas-Emissionen (CO₂-Äquivalent) nach Verursachern – unter besonderer Berücksichtigung der Verarbeitung.

**Prozessschritt
Veredelung**

Bei der Veredelung entstehen durch den Einsatz von fossiler Prozesswärme 77 % der Treibhausgas-Emissionen.

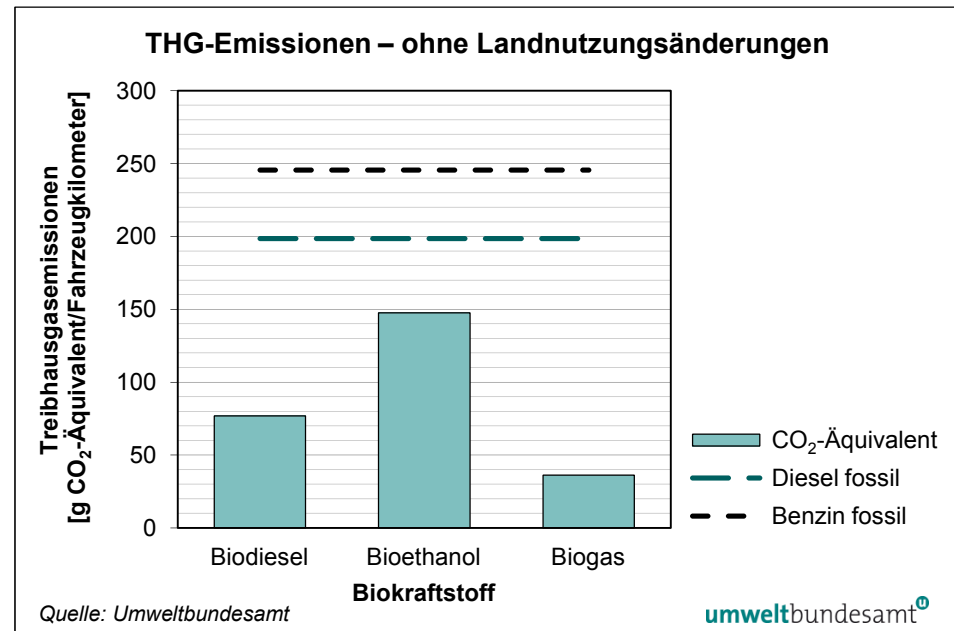
Abbildung 16:
Differenzierung der
Treibhausgas-
Emissionen
(CO₂-Äquivalent) nach
Verursachern – unter
besonderer
Berücksichtigung
der Veredelung.



5.2 Ergebnisse der Ökobilanzierung

Zusammenfassend lassen sich die Bilanzergebnisse wie folgt darstellen.

Abbildung 17:
Bilanzergebnisse
der Treibhausgas-
Emissionen ohne
Berücksichtigung
der Landnutzungs-
änderungen, alloziert
nach Energie.



In Abbildung 17 sind die Treibhausgas-Emissionen aller drei Prozesse dargestellt. Bei der Betrachtung wurden die Nebenprodukte nach Energie alloziert und keine Landnutzungsänderungen berücksichtigt. Alle drei biogenen Treibstoffe haben in Bezug auf die Treibhausgase ein klares Einsparungspotential gegenüber den entsprechenden fossilen Treibstoffen (Biodiesel: – 61 %, Bioethanol: – 40 % und Biogas: – 85 %).

Beim **kumulierten Energieaufwand** gibt es ein deutliches Einsparungspotential bei Biodiesel und Biogas, bei Bioethanol liegt der Energieeinsatz deutlich über dem fossilen Referenzprozess (siehe Abbildung 18).

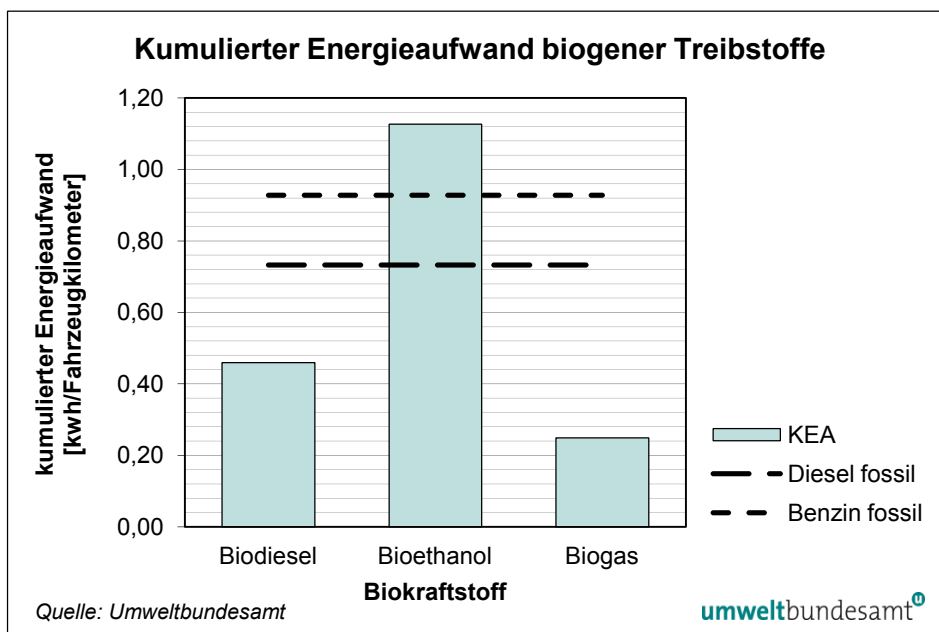


Abbildung 18:
Überblick über
den kumulierten
Energieaufwand (KEA)
biogener Treibstoffe im
Vergleich zu fossilen
Treibstoffen.

6 SENSITIVITÄTSANALYSEN

Um die Qualität der Ergebnisse sicherzustellen und mögliche Unsicherheiten aufzuzeigen, wurden die verwendeten GEMIS-Daten abgebildet sowie auch die Systemgrenzen der Ökobilanzierung dargestellt. In diesem Kapitel soll anhand von Sensitivitätsanalysen bestimmter Einflussgrößen gezeigt werden, wie stark sich eine Änderung dieser Parameter (Schlüsselprozesskettenglieder) auf die Ergebnisse auswirkt.

In einem ersten Schritt werden die Bandbreiten der Ergebnisse hinsichtlich der Allokation der Nebenprodukte dargestellt (siehe unten). In einem zweiten Schritt wird untersucht, wie sensitiv die Treibhausgas-Emissionen auf Stickstoffgaben reagieren.

Die Allokationsmethoden miteinander zu vergleichen ist insofern interessant, da in der RL 2009/28/EG zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen beide Arten der Allokationsmethoden zur Berücksichtigung der Nebenprodukte vorgeschlagen werden.

Sensitivitätsanalyse – Allokationsmethoden der Nebenprodukte

Bewertung der Nebenprodukte

Bei der Verarbeitung und Veredelung von landwirtschaftlichen Produkten zu Biokraftstoffen fallen Nebenprodukte an. Diese können einer stofflichen oder energetischen Verwertung zugeführt werden. Die Nutzungspfade von Nebenprodukten sind vielfältig, die daraus resultierenden Auswirkungen auf die Ökobilanzergebnisse ebenfalls. Es können zumindest drei Methoden beschrieben werden:

Substitutionsmethode (Gutschriftenmethode): Die Nutzung von Nebenprodukten führt zu einer Einsparung der bisherigen Produktionsmengen (z. B. Glycerin aus der Rapsmethylester-Produktion ersetzt Glycerin aus fossilen Ressourcen).

- **Energetische Allokation:** Die Menge an Nebenprodukten wird mit dem jeweiligen Heizwert multipliziert. In dem daraus resultierenden Verhältnis zwischen den Outputmengen von Biokraftstoff und dessen Nebenprodukt(en) werden die vorgelagerten Prozessemissionen aufgeteilt. Diese Methode wird in der EU-Richtlinie RL 2009/28/EG beschrieben und zur Bewertung von Nebenprodukten vorgeschlagen.
- **Ohne Allokation:** Die Nebenprodukte werden in der Ökobilanz mengenmäßig berücksichtigt, führen jedoch zu keinen Substitutionseffekten. Sämtliche Prozessemissionen werden dem Biokraftstoff angelastet.

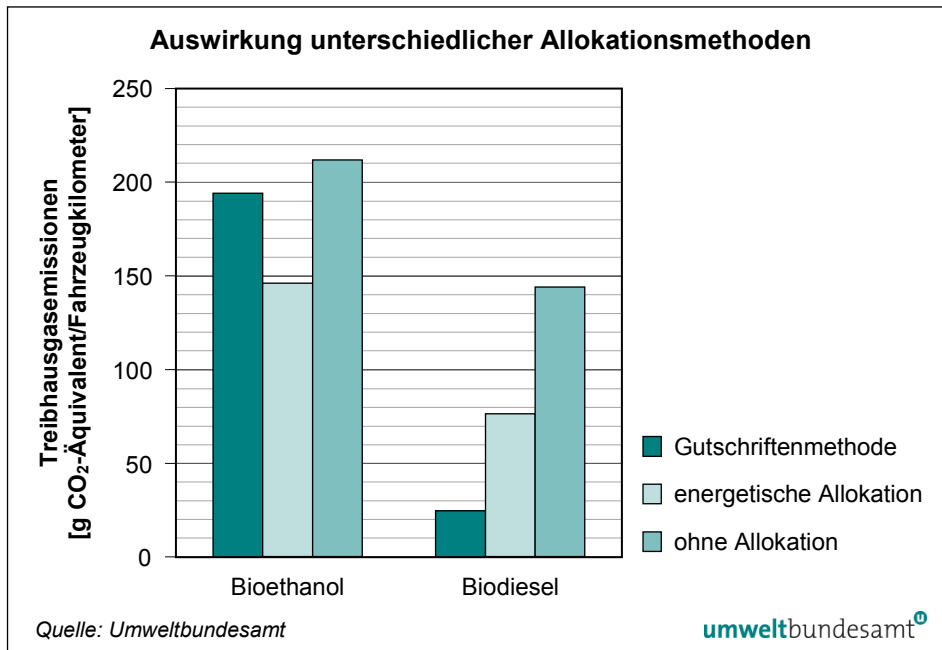


Abbildung 19: Auswirkung der verschiedenen Allokationsmethoden bei Biodiesel und Bioethanol auf das Bilanzergebnis.

Bei Biodiesel verringern sich – gegenüber einer Bilanzierung ohne Berücksichtigung der Allokation – die THG-Emissionen bei der Gutschriftenmethode (Substitutionsmethode) um 83 % und bei Anwendung der Methode nach dem Energieinhalt um 47 %. Bei Bioethanol verringern sich die Emissionen um 9 % bei der Gutschriftenmethode und um 31 % bei der Energieallokationsmethode.

Emissionsreduktionen

Die Gutschriftenmethode wirkt sich bei Biogas sehr stark aus. Aufgrund der großen Volumenströme der Biogasgülle ergibt sich ein großes Einsparungspotential hinsichtlich der Herstellung von Mineraldünger.

Einsparung von Mineraldünger

7 LANDNUTZUNGSÄNDERUNGEN IN LEBENSZYKLUSANALYSEN

Für die Treibhausgasbilanz von Biomasse ist nicht nur die Betrachtung der Produktionskette wichtig, sondern es müssen auch Effekte aus (direkten und indirekten) Landnutzungsänderungen (land use change = LUC) berücksichtigt werden.

7.1 Direkte Landnutzungsänderungen

Direkte Landnutzungsänderungen (DLUC – direct land use change) entstehen, wenn eine Fläche vor dem Anbau von Energiepflanzen durch eine andere nicht landwirtschaftliche Nutzung (z. B. Wiese) geprägt bzw. ungenutzt war.

Methodische Grundlagen zur Berechnung der THG-Emissionen durch direkte Landnutzungsänderungen werden vom IPCC (2006) geliefert und von FRITSCHÉ (2008) wie folgt zusammengestellt.

Tabelle 16: Flächenbezogene Treibhausgas-Bilanzen durch direkte Landnutzungsänderungen beim Biomasse-Anbau (Quelle: nach FRITSCHÉ 2008).

Kultur	vorherige Nutzung	THG-Emissionen [kg CO ₂ /(ha·a)]
Weizen	Grünland	2.630
	Acker	0
Mais	Grünland	2.630
	Acker	0
Pappel (KUP)	Grünland	1.255
	Acker	-1.375
Zuckerrohr	Savanne	14.428
	degradiertes Land	-3.722
	Acker	-55
Raps	Grünland	2.630
	Acker	0
Ölpalme	trop. Regenwald	28.417
	degradiertes Land	-13.750
Jatropha	Acker	-458
	degradiertes Land	-4.125
Rutenhirse	Grünland	1.897
	Acker	-733

KUP ... Kurzumtriebsplantage

Wenn der Anbau auf Flächen erfolgt, die vorher als Grünland genutzt wurden und die THG-Emissionen durch die direkten Landnutzungsänderungen in der Bilanzierung Berücksichtigung finden, ergeben sich folgende Änderungen der Bilanzergebnisse:

- Bei der Produktion von **Biodiesel aus Raps** ergeben sich um 44 % höhere THG-Emissionen pro Fahrzeugkilometer.
- Bei der Produktion von **Biogas aus Mais** ergeben sich um 16 % höhere THG-Emissionen.
- Bei **Bioethanol aus Weizen** ergeben sich um 79 % höhere THG-Emissionen.

**vorherige
Grünlandnutzung**

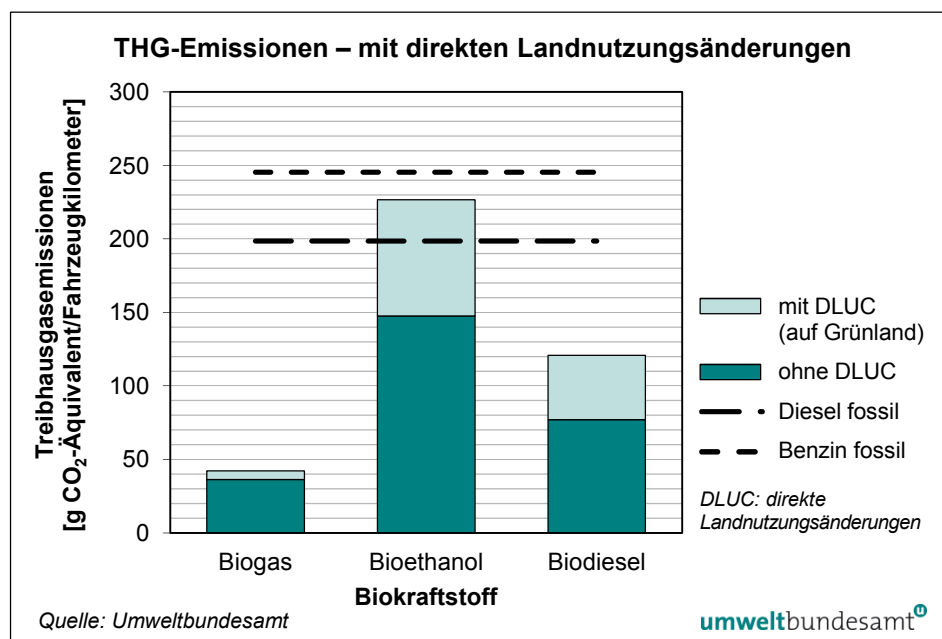


Abbildung 20: Treibhausgas-Emissionen von Biokraftstoffen im Vergleich zu fossilen Kraftstoffen unter Berücksichtigung von direkten Landnutzungsänderungen (DLUC).

7.2 Indirekte Landnutzungsänderungen

Die Produktion von Bioenergieträgern bedingt eine erhöhte Nachfrage nach landwirtschaftlichen Nutzflächen. Werden für deren Anbau vorher nicht agrarisch genutzte Flächen verwendet, so liegen direkte Landnutzungsänderungen (DLUC) vor (s. o). Wurde die Fläche allerdings bereits landwirtschaftlich genutzt, so verdrängen nun die Bioenergieträger die davor produzierten Erzeugnisse (z. B. Nahrungsmittel, Futtermittel, Fasern) und diese müssen auf anderen Flächen angebaut werden. Die Berechnung und die Zuweisung der Effekte einer indirekten Landnutzungsänderung (ILUC – indirect land use change) durch die Produktion von Energiepflanzen sind jedoch schwierig und methodisch komplex zu behandeln. Speziell ergeben sich u. a die folgenden Probleme (IFEU 2009).

**Mehrbedarf an
Anbauflächen**

Die indirekten Effekte sind losgelöst von räumlichen Zusammenhängen, sie werden über die komplexen Marktmechanismen der Agrarmärkte abgewickelt. Erhöht sich z. B. die Nachfrage nach Palmöl, so werden in einem ersten Schritt in der entsprechenden Anbauregion die Palmölplantagen ausgebaut. In einem zweiten Schritt reagiert der gesamte Pflanzenölmarkt auf diese Entwicklung und erstreckt sich somit auf alle Anbauregionen (Raps, Soja etc.). Der Effekt kann

**Einfluss des
Weltmarktes**

auch über das spezielle Produktsegment (in diesem Beispiel Palmöl) hinausgreifen und somit die Nachfrage nach anderen Produkten beeinflussen.

**noch zahlreiche
offene Fragen zu
ILUC**

Im Dezember 2010 hat die Europäische Kommission einen Bericht über indirekte Landnutzungsänderungen im Zusammenhang mit Biokraftstoffen und flüssigen Biobrennstoffen veröffentlicht. In diesem Bericht wird anerkannt, dass die Reduzierung der Treibhausgas-Emissionen, die durch die Verwendung von Biokraftstoffen erzielt werden soll, durch indirekte Landnutzungsänderungen beeinträchtigt werden kann, es wird aber auch auf eine Reihe von Unsicherheitsfaktoren bei den heutigen Modellen hingewiesen. Des Weiteren wird angekündigt, dass die Kommission eine Folgenabschätzung durchführen und gegebenenfalls Änderungen der geltenden Rechtsvorschriften erwägen wird. Falls es erforderlich ist, wird die Kommission eine vorbeugende Strategie in dieser Frage empfehlen. Darüber hinaus wird die Kommission ihre Arbeiten in diesem Bereich fortführen, um sicherzustellen, dass politische Entscheidungen sich auf die besten verfügbaren wissenschaftlichen Erkenntnisse stützen, und um künftigen Berichtspflichten zu diesem Thema nachzukommen (Eu 2010).

**ILUC-Faktor
errechnet
THG-Emissionen**

In der vorliegenden Arbeit werden die indirekten Landnutzungsänderungen anhand des ILUC-Faktors (FRITSCH & WIEGMANN 2008) berücksichtigt. Der ILUC-Faktor wird pro Anbaufläche (in Tonnen CO₂/ha) ermittelt. Zu beachten ist, dass der Faktor für die Berechnung der THG-Emissionen lt. RL Erneuerbare Energie entwickelt wurde. Er kann über den Flächenertrag (GJ/ha) umgerechnet werden und auf einen energiebezogenen Faktor (g/GJ) für eine bestimmte Kultur (z. B. Raps) heruntergebrochen werden. Der energiebezogene Ansatz ermöglicht, dass der ILUC-Faktor zu den gesamten Bereitstellungsemissionen hinzugezählt werden kann. Die Nebenprodukte werden beim ILUC-Faktor unabhängig von der Allokationsmethode berücksichtigt.

Aus methodischer Sicht ist die Bilanzierung des ILUC-Faktors schwierig. Es gibt mehrere unterschiedliche Ansätze, die nachfolgend kurz dargestellt werden:

- Ökonomische Modelle,
- Mittelweg zwischen ökonomischen und deterministischen Ansätzen,
- deterministische Ansätze.

7.2.1 Ökonomische Modelle

Generell werden ökonomische, allgemeine Gleichgewichtsmodelle zur Modellierung der Landnutzungsänderungen verwendet. Beispiele dafür sind das GTAP-Modell (Global Trade Analysis Project) sowie das FASOM-Modell (The forest and agricultural sector optimization model)

**unterschiedliche
Ergebnisse**

Diese Modelle wurden mehrfach angewandt (SEARCHINGER et al. 2008, KLOVERPRIS et al. 2007, KIM et al. 2009), um die indirekten Landnutzungsänderungen zu quantifizieren. Derzeit variieren die Ergebnisse aber noch sehr stark: z. B. für Mais-Ethanol zwischen 30 und 104 g CO₂-Äquivalent/Megajoule (IFEU 2009).

7.2.2 Mittelweg zwischen dem ökonomischen und dem deterministischen Ansatz (Spreadsheet-Modelle)

In einer Studie des Instituts für Energie und Umwelt (IFEU 2009) wird dieser Ansatz ausführlich beschrieben – daher wird an dieser Stelle auf die Formulierungen von IFEU zurückgegriffen. In der erwähnten Studie wird vor allem der Ansatz von LYWOOD (2008, 2009) betont. In diesem Modell wird anhand historischer Daten untersucht, inwiefern eine bestimmte Mehrnachfrage nach Biomasse einerseits durch Landnutzungsänderungen und andererseits durch erhöhte landwirtschaftliche Intensivierung die THG-Emissionen beeinflusst. Da die bei der Produktion entstehenden Nebenprodukte hinsichtlich ihres THG-Potentials ebenso berücksichtigt werden müssen, verringert sich das Ausmaß der Effekte der Landnutzungsänderung.

7.2.3 Deterministische Ansätze

Unter die deterministischen Ansätze fallen der ILUC-Faktor (FRITSCHÉ 2007, 2009) sowie der Zugang nach TIPPER (2009).

Im Weiteren wird der Fritsche-Ansatz verfolgt und seine Ergebnisse werden in die Berechnungen einbezogen. Diesem Ansatz liegt die Überlegung zugrunde, dass die Landnutzungsänderungen global erfolgen. Somit sind alle Länder betroffen, die am Welthandel als Exporteure von Bioenergieträgern aus Biomasse teilnehmen. Der ILUC-Faktor wird durch Mittelung der Agrarexporte nach Weltregionen und durch Mittelung der Landnutzungsänderung vor Ort bestimmt (IFEU 2009). In FRITSCHÉ et al. (2010) wird die Herleitung des Faktors detailliert beschrieben (siehe Tabelle 17).

**Landnutzungs-
änderung erfolgt
global**

Tabelle 17: Herleitung des THG-Emissionspotenzials durch ILUC (nach FRITSCHÉ et al. 2010).

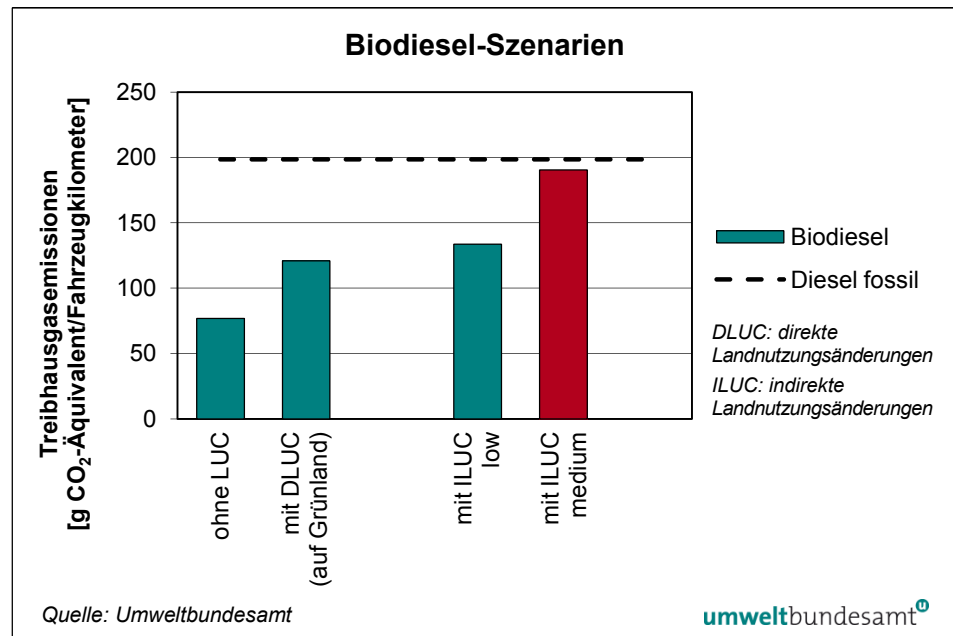
Region, Feldfrucht, vorherige Landnutzung	Kohlenstoffannahmen für LUC (Landnutzungsänderungen) basierend auf IPCC			Emissionen [t CO ₂ /ha]	Anteil am Weltmix
	oberirdisch [tC/ha]	unterirdisch [t C/ha]	Gesamt [t C/ha]		
EU, Raps, Ackerland	5	50	55	202	2 %
EU, Raps, Grünland	6	63	69	254	2 %
AR/BR, Sojabohne, Grünland	6	63	69	254	20 %
<i>ID, Ölpalme, tropischer Wald</i>	<i>165</i>	<i>100</i>	<i>265</i>	<i>972</i>	<i>3 %</i>
EU, Weizen, Ackerland	5	50	55	202	4 %
EU, Weizen, Grünland	6	63	69	254	2 %
US, Mais, Ackerland	5	50	55	202	20 %
US, Mais, Grünland	6	63	69	254	26 %
BR, Zuckerrohr, Ackerland	5	50	55	202	7 %
BR, Zuckerrohr, Grünland	6	63	69	254	9 %
<i>BR, Zuckerrohr, Savanne</i>	<i>66</i>	<i>68</i>	<i>134</i>	<i>491</i>	<i>5 %</i>
Weltmix gewichtet basierend auf heimischen Landanteil für Export				270	t CO₂/ha
theoretischer 100 %-ILUC Faktor, pro Hektar pro Jahr				13,5	t CO₂/ha/a

In Tabelle 17 sind die direkten Landnutzungsänderungen vor Ort nach Region, Substrat und vorhergehender Landnutzung dargestellt. Nach der Gewichtung mit dem Weltmix ergibt sich der theoretische 100%ige ILUC-Faktor.

Die Zuordnung der Nebenprodukte erfolgt nach der energetischen Allokation (siehe Kapitel 6). Die somit ermittelten 13,5 Tonnen CO₂/ha/Ertrag (siehe Tabelle 17) spiegeln demzufolge einen Flächenverbrauch von 100 % wider und sind somit als Worst-Case-Szenario anzusehen. Das tatsächliche Risiko ist aber aufgrund von Intensivierung bestehender Agrarflächen und der Nutzung von verlassenem Flächen kleiner (FRITSCHKE et al. 2010). Daraufhin wurden zwei mögliche Risikoannahmen abgeleitet:

- *niedriger Flächenverbrauch (ILUC low)*: 3,4 Tonnen CO₂/ha*Jahr (Annahme 25 % des theoretischen Faktors)
- *mittlerer Flächenverbrauch (ILUC medium)*: 6,8 Tonnen CO₂/ha*Jahr (Annahme 50 % des theoretischen Faktors).

Abbildung 21:
Bandbreiten der
gesamten
CO₂-Äquivalent-
Emissionen bei
Biodiesel unter
Berücksichtigung der
Landnutzungsänderungen
(Allokation der
Nebenprodukte nach
energetischer
Allokationsmethode).



deutliches Reduktionspotential von Biodiesel

Aus Abbildung 21 ist ersichtlich, dass die Verwendung von Biodiesel – bei Berücksichtigung der direkten Landnutzungsänderungen bei Grünlandumbruch und auf Ackerflächen – geringere THG-Emissionen verursacht als der fossile Brennstoff. Selbst bei der Berücksichtigung der indirekten Landnutzungsänderungen ist ein Emissionseinsparungspotenzial gegenüber dem fossilen Brennstoff sowohl bei einem niedrigen als auch bei einem mittleren Flächenverbrauch gegeben.

unterschiedliches Reduktionspotential von Bioethanol

Bei Bioethanol sind die Emissionsminderungspotentiale gegenüber fossilem Kraftstoff nur dann gegeben, wenn direkte Landnutzungsänderungen berücksichtigt werden. Unter Einbeziehung der indirekten Landnutzungsänderungen liegen die gesamten Treibhausgas-Emissionen gleich hoch oder höher als bei fossilem Vergleichskraftstoff (siehe Abbildung 22).

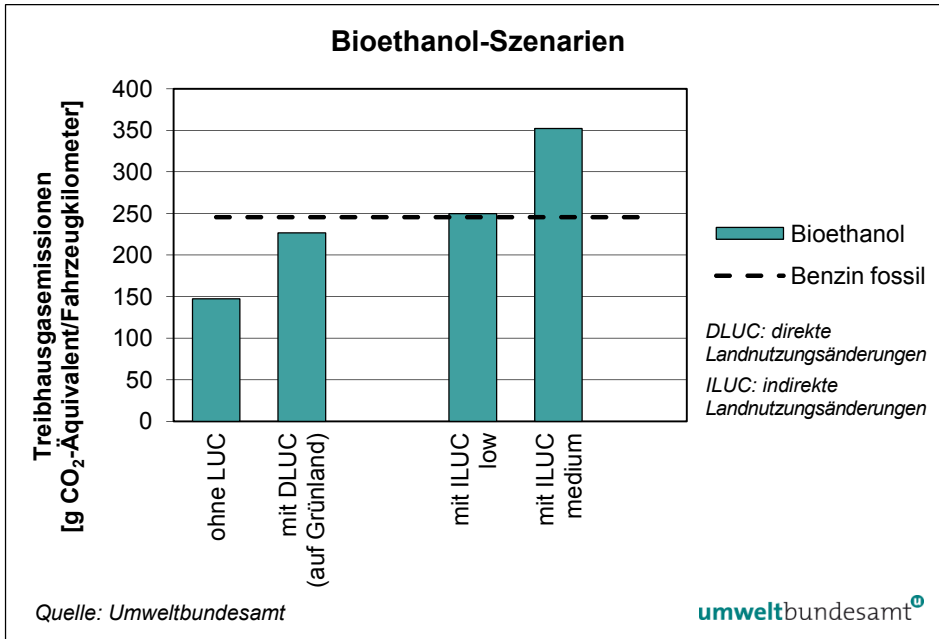


Abbildung 22: Bandbreiten der gesamten CO₂-Äquivalent-Emissionen bei Bioethanol unter Berücksichtigung der Landnutzungsänderungen (Allokation der Nebenprodukte nach energetischer Allokationsmethode).

Bei Biogas besteht unter Berücksichtigung direkter und indirekter Landnutzungsänderungen ein hohes THG-Reduktionspotential gegenüber fossilem Treibstoff.

hohes Reduktionspotential von Biogas

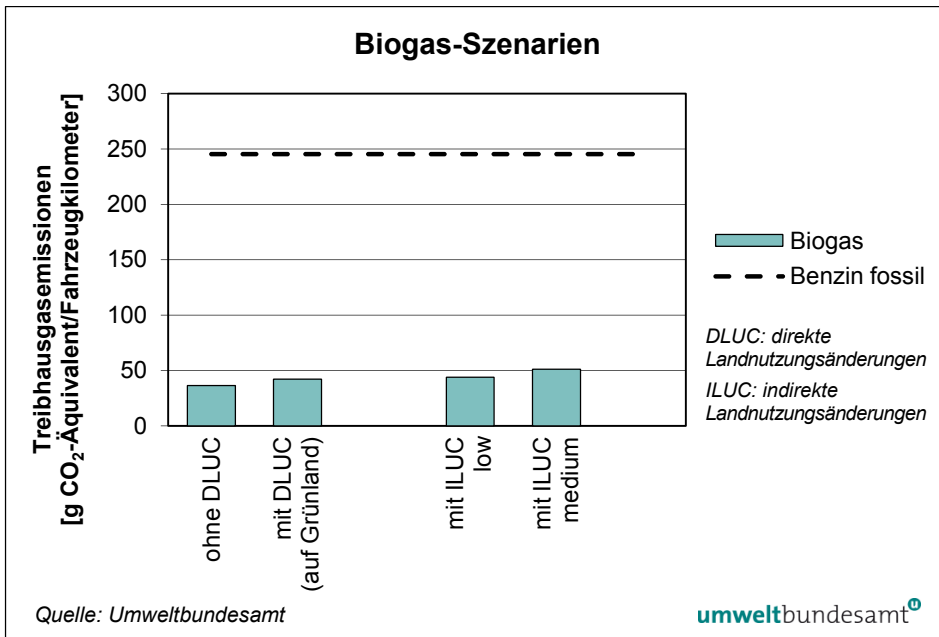


Abbildung 23: Gesamte CO₂-Äquivalent-Emissionen bei Biogas unter Berücksichtigung der Landnutzungsänderungen (Allokation der Nebenprodukte nach energetischer Allokationsmethode).

8 ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG UND AUSBLICK

Die Lebenszyklusberechnungen (inklusive direkter und indirekter Landnutzungsänderungen) aus den vorigen Kapiteln zeigen bei den Biokraftstoffen Biodiesel und Biogas geringere THG-Emissionen gegenüber den fossilen Referenzprozessen. Einzig bei Bioethanol ergibt sich unter Berücksichtigung der indirekten Landnutzungsänderungen keine Treibhausgas-Einsparung gegenüber dem fossilen Brennstoff.

Vergleiche sind nur bedingt aussagekräftig

Anzumerken ist hierbei, dass der Vergleich der verschiedenen Berechnungsmethoden (bzw. die Ausweitung des Untersuchungsraumes etwa um Landnutzungsänderungseffekte) mit fossilen Referenzprozessen nur beschränkt aussagekräftig ist. Denn bei den fossilen Referenzprozessen sind analoge negative Einflussfaktoren nicht berücksichtigt. Hierzu zählen etwa Effekte einer Bodendegradation im Rahmen der Erdölförderung oder negative ökologische oder emissionsinduzierende Effekte, z. B. durch Unfälle oder energieintensive Fördertechniken (Tiefseebohrungen, Auskochen von Ölsanden etc.).

8.1 Treibhausgas-Minderungspotential im Vergleich zu anderen Studien

In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit mit Untersuchungen von MENICETTI & OTTO (2009) verglichen. Zu beachten ist, dass deren Berechnungen ohne die Berücksichtigung von Landnutzungsänderungen durchgeführt wurden.

Bioethanol

Tabelle 18: Bandbreite potenzieller Treibhausgas-Reduktionen für Bioethanol aus Weizen. Die angegebenen Werte berücksichtigen keine Emissionen aus Landnutzungsänderungen (nach MENICETTI & OTTO 2009).

Bioethanol aus Weizen	Jahr	Betrachtungsraum	THG-Verbesserung gegenüber fossilem Brennstoff
Quirin et al.	2004	mehrere	18–90 %
Elsayed et al.	2003	mehrere	64 %
Edwards et al.	2007	Europa	32 %
S&T Consultans	2006	Kanada	48 %
Lechon et al.	2005	Spanien	78 %
Ecobilan	2005	Frankreich	60 %
Various (Ecofys & Senter Novum)	2005	Europa	32 %

Ersichtlich ist, dass in allen Studien ein Nettonutzen – verglichen mit dem fossilen Referenzprozess – bei der Verwendung von Bioethanol entsteht. Allerdings schwanken die Ergebnisse innerhalb einer weiten Bandbreite. Die Unterschiede erklären sich u. a. durch die Verwendung unterschiedlicher Brennstoffe für die Prozesswärme (z. B. Kohle, Erdgas oder Stroh) oder verschiedener Allokationsmethoden für die Nebenprodukte.

Im Vergleich dazu zeigen die Ergebnisse der vorliegenden Studie eine 40%ige Reduktion der THG Emissionen gegenüber dem fossilen Brennstoff.

Biodiesel

Tabelle 19: Bandbreite potenzieller Treibhausgas-Reduktionen für Biodiesel aus Raps. Die angegebenen Werte berücksichtigen keine Emissionen aus Landnutzungsänderungen (nach MENICHETTI & OTTO 2009).

Biodiesel aus Weizen	Jahr	Betrachtungsraum	THG-Verbesserung gegenüber fossilem Brennstoff
De Castro	2007	Brasilien/Afrika	20–40 %
Quirin et al.	2004	mehrere	20–85 %
Elsayed et al.	2003	mehrere	53 %
Puppan	2001	Belgien/Deutschland	45 %
Edwards et al.	2007	Europa	41–47 %
Lechon et al.	2006	Spanien	56 %
Ecobilan	2005	Frankreich	80 %
Choudhury et al.	2002	Europa	30–85 %
Zah et al.	2007	mehrere	64 %
Various (Ecofys & Senter Novum)	2005	mehrere	40 %

Die Studien zeigen auch bei Biodiesel aus Raps ein deutliches THG-Reduktionspotential gegenüber herkömmlichem fossilem Diesel (zwischen 20 % und 85 %). Im Vergleich dazu zeigen die Ergebnisse des vorliegenden Berichts eine Reduktion der gesamten THG-Emissionen gegenüber dem fossilen Treibstoff von 61 %.

8.2 Vergleich der Ergebnisse mit den Schlüsselprozesskettengliedern anderer Studien

In der Publikation von MENICHETTI & OTTO (2009) werden die Anbau- und die Verarbeitungsphase als diejenigen Prozesse identifiziert, die den höchsten Einfluss auf die Umweltwirkungen haben. Vor allem der Anbau der Biomasse produziert einen Großteil der anfallenden THG-Emissionen. Als ebenfalls relevant wird die Allokationsmethode der Nebenprodukte angeführt; hier kann es zu großen Schwankungen in den Ergebnissen kommen. Ein weiterer wesentlicher Einflussfaktor für die Berechnungsergebnisse ist die Energiebereitstellung für die Prozesswärme bei der Verarbeitung: je nachdem welcher Energieträger (Kohle, Stroh, Gas, Holz) gewählt wird, kann das THG-Reduktionspotential höher oder niedriger sein (WANG et al. 2007).

Hinsichtlich der Effizienz der Verbrennungsmotoren (spezifischer Verbrauch) sowie der zurückgelegten Transportwege bei der Produktherstellung bzw. -verteilung kommen die Studien zu dem Schluss, dass diese das Ergebnis nicht wesentlich beeinflussen.

8.3 Vergleich Biokraftstoffe mit anderen Antriebsformen

Pkw- Neuzulassungen 2009

Im Verkehrssektor dominieren bisher Antriebstechnologien, welche Energie aus der Verbrennung meist fossiler Brennstoffe beziehen. Im Jahr 2009 wurden in Österreich 318.739 Pkw (Kategorie diesel- und benzinbetriebene Pkw) neu zugelassen – um 26.034 (8,9 %) mehr gegenüber dem Vorjahr. Rund 54 % der Neuzulassungen waren Dieselfahrzeuge, 46 % Fahrzeuge mit Benzinmotor. Trotz effizienterer Fahrzeuge steigen die THG-Emissionen im Verkehrsbereich immer weiter an, innerhalb der EU von 1990–2008 um 24 %. Sie betragen 19,5 % der gesamten THG-Emissionen in der EU (FUTURE TRANSPORT FUELS 2011).

mögliche Alternativen

Um das EU-Ziel der Reduktion der THG-Emissionen von 80–95 % bis zum Jahr 2050 erreichen zu können, müssen zum einen weiterhin die Effizienz der Verbrennungskraftmaschinen gesteigert und zum anderen Strukturen geschaffen werden, die es ermöglichen, im Verkehrsbereich soweit wie möglich auf erneuerbare Ressourcen umzusteigen. Neben Biokraftstoffen existieren noch andere alternative Technologieoptionen bzw. Energieträger zur Substitution der fossilen Kraftstoffe.

Alternative Antriebsarten

Hybridfahrzeuge

Hybridfahrzeuge, eine Kombination zwischen konventioneller Antriebstechnik und Elektroantrieb, stellen eine vielversprechende kurz- bis mittelfristige Lösung auf dem Weg zur vollständigen Elektrifizierung der Antriebsart dar. Sie verfügen über einen konventionellen Verbrennungs- und einen separaten Elektromotor.

Elektrofahrzeuge

Beim Einsatz und Betrieb von Elektrofahrzeugen kommt es zu keinerlei direkten Verbrennungsemissionen. Der elektrische Antrieb ist im Vergleich zum Verbrennungsmotor rund 3-mal effizienter, die Bremsenergie kann gespeichert werden und die Betriebs- und Wartungskosten sind vergleichsweise sehr gering.

Brennstoffzellen-Elektrofahrzeuge

Brennstoffzellenelektrofahrzeuge (BZEV) entsprechen bezüglich ihrer Antriebstechnik im Wesentlichen dem Elektrofahrzeug, wobei die zur Fortbewegung notwendige elektrische Energie nicht in Akkumulatoren gespeichert wird, sondern in einer Brennstoffzelle aus Wasserstoff erzeugt wird. Dieser Wasserstoff benötigt zusätzlich zum Elektrofahrzeug ein Wasserstofftanksystem, entweder ausgeführt als Drucktank oder als Flüssigwasserstofftank. Außerdem kann zusätzlich ein Akkumulator eingesetzt werden, um die elektrische Energie zwischenspeichern und Lastspitzen abzudecken.

Die folgende Abbildung 24 zeigt Ökobilanzergebnisse verschiedener Antriebs- und Kraftstofftechnologien im Vergleich. Bei den Biokraftstoffen wurden Landnutzungsänderungen nicht in die Berechnungen mit einbezogen.

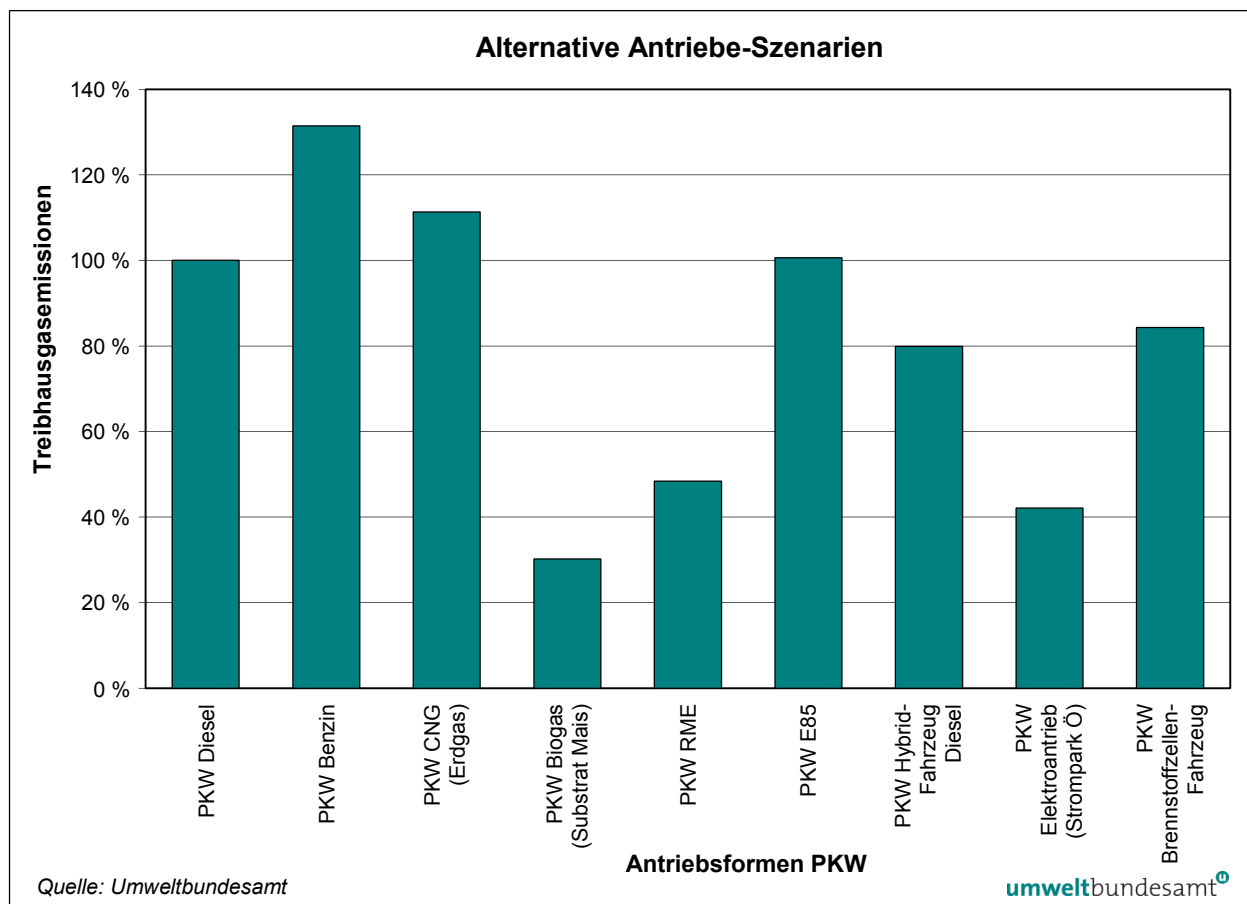


Abbildung 24: Anteil der Treibhausgas-Emissionen verschiedener alternativer Antriebsformen im Vergleich zu fossilen Treibstoffen (UMWELTBUNDESAMT 2011).

RME – Rapsmethylester,

E85 – Superethanol (bis zu 85 % volumetrischer Anteil Ethanol beigemischt).

Die meisten untersuchten Varianten weisen teilweise deutliche THG-Reduktionen gegenüber konventionellen Kraftstoffen und auch Erdgas auf.

- Beim **Wasserstofffahrzeug** (Brennstoffzellenfahrzeug) ist die Energiebereitstellung, welche für die Produktion des Wasserstoffs notwendig ist, ebenso entscheidend wie bei den Elektrofahrzeugen – über die gesamte Prozesskette betrachtet variieren die Ergebnisse zwischen Energiebereitstellung aus Ökostromanlagen und dem österreichischen Kraftstoffpark um den Faktor 2.
- Bei der Verwendung von alternativen biogenen Rohstoffen (Lignozellulose etc.) oder Reststoffen und Abfällen für die Biokraftstoffproduktion sind weitere THG-Reduktionen möglich. Besonders durch den Einsatz von Reststoffen (Altspeseöle, tierische Fette etc.) können bedeutende Emissionen aus der landwirtschaftlichen Anbaupraxis vermieden werden. Des Weiteren verfügen biogene Rohmaterialien wie Algen und Jatropha über ein Potential zur weiteren Verbesserung der Treibhausgasbilanz von Biokraftstoffen.

In Zukunft muss Forschung und Entwicklung im Bereich der flüssigen und gasförmigen Biokraftstoffe dahingehend erfolgen, dass der Kohlendioxid-Fußabdruck reduziert und die Effizienz der Landnutzung erhöht werden, ohne unerwünschte negative Effekte in anderen Bereichen (etwa im Naturschutz) hervorzurufen.

8.4 Zukünftige Mobilität

Mix an Energieträgern

Die Reduktion der CO₂-Emissionen (Dekarbonisierung) im Verkehrssektor wird über eine einzelne Kraftstoffoption nicht zu realisieren sein. Zur Erreichung dieser Zielsetzung wird ein breiter Mix an biogenen und erneuerbaren Energieträgern im Verkehr erforderlich sein.

Im Folgenden werden die Kernpunkte einer kurz- sowie langfristigen **Übergangsstrategie** skizziert (FUTURE TRANSPORT FUELS 2011):

- Im nächsten Jahrzehnt werden Diesel und Benzin weiterhin die Hauptkraftstoffe im Verkehrssektor bleiben.
- Der Anteil an elektrisch betriebenen Fahrzeugen wird zwar steigen, aber vorerst nur für kurze Distanzfahrten. Um diesen Nachteil zu überwinden, müssen Batterieschnellladestationen flächendeckend entlang des TEN-T-Korridors (Trans European Network for Transport) ausgebaut werden.
- Die Bahn deckt diesen Korridor schon gut ab; hier muss weiter auf elektrische Energie umgestiegen werden, wenn technisch und ökonomisch möglich.
- Flüssige Biokraftstoffe, die die Nachhaltigkeitskriterien erfüllen und effektiv Treibhausgas-Emissionen reduzieren, müssen entwickelt und in Einsatz gebracht werden.
- Das Potential von Algen und anderen Ressourcen für Biomasse muss erschlossen und genutzt werden.
- Methan aus fossilem Gas sowie aus Biomasse ist eine gute Übergangslösung für den kurz- bis langfristigen Einsatz. Vor allem Biogas ist attraktiv, da hier das höchste Treibhausgas-Einsparungspotential vorliegt. Die Gasinfrastruktur muss hierfür in Europa flächendeckend ausgebaut werden.
- Flüssiges fossiles Methangas sowie flüssiges Biogas kann die fossilen Treibstoffe vor allem im Bereich des Langstrecken-Transports substituieren. Strategisch wichtige Gütertransportwege sollten daher mit entsprechender Tankstelleninfrastruktur ausgebaut werden. Dasselbe gilt für den Schifftransport.
- Umschichtungen (z. B. von motorisiertem Individualverkehr zu öffentlichen Verkehrsmitteln) zwischen den Verkehrsträgern sind erforderlich.

Durch die Umschichtung könnten enorme Reduktionspotentiale bei den Treibhausgasen genutzt werden. Die Veränderung des Modal Splits ist neben der Einschränkung des Verkehrswachstums eine der wichtigsten strategischen Optionen, um eine massive THG-Reduktion zu erreichen. Eine Umlenkung des Verkehrsaufkommens hin zu energieeffizienten Verkehrsträgern könnte die Umwelt- und Energiebilanz des Transportsektors stark verbessern.

- Es gibt darüber hinaus aber auch bei bestehenden Technologien enormes ungenutztes Verbesserungspotential in puncto Öko- und Energieeffizienz von Verkehrsträgern. So können alleine schon durch spritsparende Fahrweise bei Pkw 10–15 % und bei Lkw 5 % an Treibstoff und damit auch an CO₂-Emissionen eingespart werden.

Reduktion des Gesamtenergie- einsatzes

Alle Maßnahmen zur Reduktion des Gesamtenergieeinsatzes verringern auch die erforderlichen Mengen benötigter biogener Energievarianten und vermindern somit auch negative Begleiterscheinungen bei der Bereitstellung dieser Energieträger. Nur unter dieser Voraussetzung ist die Erreichung höherer Anteile biogener Kraftstoffoptionen sinnvoll möglich.

9 LITERATURVERZEICHNIS

- BOUWMAN, A.F. (1990): Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. Soils and the greenhouse effect. John Wiley and Sons Ltd. Chichester. pp. 61–127
- EU – Europäische Union (2010): Press releases Rapid: Biokraftstoffe: Kommission nimmt Bericht über indirekte Landnutzungsänderungen an. IP/10/1772. Brüssel, 22. Dezember 2010.
<http://europa.eu/rapid/pressReleasesAction.do?reference=IP/10/1772&format=HTML&aged=0&language=DE&guiLanguage=en>.
- FINNVEDEN, G.; HAUSSCHILD, M.Z.; EKVALL, T.; GUINÉE, J. HEIJUNGS, R.; HELLWEG, S.; KOEHLER, A.; PENNINGTON, D. & SUH, S. (2009): Recent Developments in Life Cycle Assessment. Journal of Environmental Management 91: 1–21.
- FRITSCH, U. & WIEGMANN, K. (2008): Treibhausgasbilanzen und kumulierter Primärenergieverbrauch von Bioenergiekonversionspfaden unter Berücksichtigung möglicher Landnutzungsänderungen. Darmstadt, Berlin.
- FRITSCH, U.; HENNENBERG K. & HÜNECKE, K. (2010): The “iLUC Factor” as a means to hedge risks of GHG emissions from indirect land use change. Working Paper Öko-Institut, Darmstadt.
- FUTURE TRANSPORT FUELS (2011): Report of the European Expert Group on Future Transport Fuels. http://ec.europa.eu/transport/urban/vehicles/directive/doc/2011_01_25_future_transport_fuels_report.pdf [Zugriff im März 2011].
- GEMIS ÖSTERREICH: VERSION 4.6, [HTTP://WWW.UMWELTBUNDESAMT.AT/LEISTUNGEN/LEISTUNG_KLIMA/LEISTUNGEN_UNTERNEHMEN_KLIMA/GEMIS/](http://www.umweltbundesamt.at/leistungen/leistung_klima/leistungen_unternehmen_klima/gemis/) [ZUGRIFF: APRIL 2011].
- GÄRTNER, S.; MÜNCH, G.; REINHARDT, G. & VOGT, R. (2008): Basisdaten Treibhausgas-Bilanzen für Biogas-Prozessketten und Erstellung neuer Treibhausgas-Bilanzen. In: Nachhaltiger Biogasanbau – Im Rahmen des BMU Forschungsvorhabes „Optimierungen für einen nachhaltigen Ausbau der Biogaserzeugung und -nutzung in Deutschland“ erstellt von IFEU&Partner 2008.
- GRIESMAYR, S. & WÖRGETTER, M. (2008): Bioenergie aus der Landwirtschaft: Rohstoffpotentiale der östlichen Nachbarstaaten. Austrian Bioenergy Centre GmbH.
- IFEU – Institut für Energie und Umwelt (2003): Erweiterung der Ökobilanz für RME. Gutachten im Auftrag der Union zur Förderung von Öl- und Proteinpflanzen e.V. Institut für Energie und Umwelt, Heidelberg.
- IFEU – Institut für Energie und Umwelt (2009): Synopse aktueller Modelle und Methoden zu indirekter Landnutzungsänderungen. Im Auftrag des Bundesverband der deutschen Bioethanolwirtschaft e.V. Heidelberg.
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2001): The Scientific Basis. Contribution of Working Group 1 to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2006): 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use; prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds); published by Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Japan
- ITAS – Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse (2007): Technikfolgenabschätzung – Theorie und Praxis Nr. 3, 16. Jg., Dezember 2007. Schwerpunkt: Von der Wiege bis zur Bahre.
- JUNGKUNST, F. H.; FREIBAUER, A.; NEUFELDT, H. & BARETH, G. (2006): Nitrous oxide emissions from agricultural land use in Germany – a synthesis of available annual field data. In: Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 169: 341–351.
- KIM, H.; KIM, S. & DALE, B.E. (2009): Biofuels, Land Use Change, and Greenhouse Gas Emissions: Some Unexplored Variables; Environmental Science Technologie, 2009, 43 (3): 961–967
- KLENK, I. & KUNZ, M. (2008): Europäisches Bioethanol aus Getreide und Zuckerrüben – eine ökologische und ökonomische Analyse. Zuckerindustrie. Band 133: 625–635.
- KLOVERPRIS, J.; WENZEL, H. & NIELSEN, P. (2007): Life Cycle Inventory Modelling of Land Use Induced by Crop Consumption. International Journal of Life Cycle Assessment. 13(1): 13–21.
- MENICHETTI, E. & OTTO, M. (2009): Energy balance and greenhouse gas emissions of biofuels from a product life-cycle perspective". In: Howarth, R.W. & Bringezu, S. (eds): Biofuels: Environmental Consequences and Interactions with Changing Land Use. Proceedings of the Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) International Biofuels Project Rapid Assessment, 22–25 September 2008, Gummersbach Germany. Cornell University, Ithaca NY, USA (April, 2009).
- OFFER, G.J.; HOWEY, D.; CONTESTABILE, M.; CLAGUE, R. & BRANDON, N.P. (2010): Comparative Analysis of battery electric, hydrogen fuel cell and hybrid vehicles in a future sustainable road transport system. Energy Policy, Vol. 38: 24–29.
- AMA, ÖPUL (2000): Düngetabellen gemäß Grundförderung.
www.ama.at [Zugriff: 02.08.2010].
- ÖKO-INSTITUT e.V. (2008): WBGU/BioWBGU-Expertise „Treibhausgas- und Primärenergiebilanzen von Bioenergie-Konversionspfaden unter Berücksichtigung möglicher Landnutzungsänderungen“. Endbericht Juli 2008 64 National Greenhouse Gas Inventories Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use; prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds); published by Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Japan
- SEARCHINGER, T. (2009): Government policies drivers of world biofuels, Sustainability criteria, certification proposals & their limitations. In: Howarth, R.W & Bringezu, S. (eds.): Biofuels: Environmental Consequences and Interactions with Changing Land use. pp. 37–52
- SZYSKA, B. (2009): Sensitivitäts- und Unsicherheitsanalysen des prozessorientierten Modells DNDC zur Schätzung klimarelevanter Treibhausgas-Emissionen aus der Pflanzenproduktion.
- UMWELTBUNDESAMT (2011): Berechnungen im Rahmen des noch nicht veröffentlichten Projekts „alternative Antriebe“ (Stand Februar 2011).

WANG, M.; WU, M. & HUO, H. (2007): Life-cycle energy and greenhouse gas emission impacts of different corn ethanol plant types. Environmental Research Letters 2 (2007) 024001.

WÖRGETTER, M.; LECHNER, M. & RATHBAUER, J. (1999): Ökobilanz Biodiesel. Eine Studie der Bundesanstalt für Landtechnik im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft.

Rechtsnormen und Leitlinien

ISO 14040-2006 (E) Environmental Management – Life cycle assessment – Principles and framework.

ISO 14044-2000

RL 2009/28/EG: Richtlinie des europäischen Parlaments und des Rates zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien 2001/77/EG und 2003/30/EG.

RL 2009/30/EG: zur Änderung der Richtlinie 98/70/EG im Hinblick auf die Spezifikationen für Otto-, Diesel- und Gasölkraftstoffe und die Einführung eines Systems zur Überwachung und Verringerung der Treibhausgasemissionen sowie zur Änderung der Richtlinie 1999/32/EG des Rates im Hinblick auf die Spezifikationen für von Binnenschiffen gebrauchte Kraftstoffe und zur Aufhebung der Richtlinie 93/12/EWG.

Umweltbundesamt GmbH

Spittelauer Lände 5
1090 Wien/Österreich

Tel.: +43-(0)1-313 04
Fax: +43-(0)1-313 04/5400

office@umweltbundesamt.at
www.umweltbundesamt.at

Der vorliegende Bericht stellt für Biokraftstoffe aus österreichischer Produktion jene Prozessschritte (Schlüsselprozessglieder) dar, bei denen die meisten Treibhausgas-Emissionen entstehen. Untersucht und in der Ökobilanz berücksichtigt wurden auch die Effekte von Landnutzungsänderungen. Bei der Produktion von Biodiesel aus Raps werden die meisten Treibhausgase beim Anbau von Raps auf dem Feld (85 %) emittiert. Bei Bioethanol und der Biogasproduktion entstehen die meisten Treibhausgas-Emissionen in der Fermentierungsphase (Vergärung 66 % bei Bioethanol, Veredelung 88 % bei Biogas). Werden die Effekte von Landnutzungsänderungen in der Ökobilanz mitberücksichtigt, so ergeben sich bei Biodiesel und speziell bei Biogas weiterhin Treibhausgaseinsparungen gegenüber fossilen Brennstoffen. Bei Bioethanol hingegen kann die Berücksichtigung von direkten und indirekten Landnutzungsänderungen die Treibhausgasbilanz gegenüber Benzin umkehren.