

**ifeu -
Institut für Energie-
und Umweltforschung
Heidelberg GmbH**

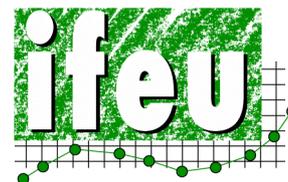


Synopse aktueller Modelle und Methoden zu indirekten Landnutzungsänderungen ILUC

Bericht

im Auftrag des
**Bundesverbands der deutschen
Bioethanolwirtschaft e.V. (BDB^e)**

Heidelberg, Oktober 2009



**ifeu -
Institut für Energie-
und Umweltforschung
Heidelberg GmbH**



Synopse aktueller Modelle und Methoden zu indirekten Landnutzungsänderungen ILUC

Bericht

**im Auftrag des
Bundesverbands der deutschen
Bioethanolwirtschaft e.V. (BDB^e)**

Autoren:

Horst Fehrenbach
Jürgen Giegrich
Dr. Guido Reinhardt
Nils Rettenmaier

ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH
Wilckensstr. 3, D – 69120 Heidelberg
Tel.: +49/(0)6221/4767-0, Fax: +49/(0)6221/4767-19
E-mail: ifeu@ifeu.de, Website: www.ifeu.de

Heidelberg, Oktober 2009

Inhalt

		Seite
1	Aufgabenstellung	1
2	Grundsätzliche Herangehensweisen zur Erfassung und Bewertung von ILUC-Effekten	3
2.1	Was ist unter ILUC Effekten zu verstehen?	3
2.2	Welche Ansätze zur Bestimmung und Bemessung von ILUC liegen vor?	4
3	Ökonometrisch-biophysikalische Modellansätze	5
3.1	Ökonometrische Modelle	5
3.1.1	Allgemeine Gleichgewichtsmodelle	5
3.1.2	Partielle Gleichgewichtsmodelle	6
3.2	Biophysikalische Modelle	9
3.3	Integrierte Modelle	9
3.4	Modellkombinationen zur Ermittlung von ILUC-Effekten	10
3.4.1	Renewable Fuel Standard (RFS) der U.S. EPA	10
3.4.2	Low Carbon Fuel Standard (LCFS) des CARB	12
3.5	Ergebnisse der Modelle	12
3.6	Beurteilung der Modelle	16
3.6.1	Analyse von Stärken / Schwächen der Modellkombinationen / Modelle	16
3.6.2	Beurteilung der Modellanwendung	18
4	Deterministische Ansätze (Allokation)	20
4.1	ILUC-Factor nach U. Fritsche	20
4.2	Bonus nach EE RL und ILUC Malus nach Turmes / Wijkman	22
4.3	ILUC nach Tipper	22
5	Weitere Ansätze	24
5.1	Spreadsheet-Modelle	24
5.2	Risikominimierungsmodelle	26
6	Zusammenfassung und Resümees	27
7	Literatur	31

1 Aufgabenstellung

Die Diskussion über Nachhaltigkeitskriterien für Bioenergieträger, die in den letzten beiden Jahren international mit großer Vehemenz geführt wurde, nähert sich langsam einem Kanon von Basisprinzipien an und schlug sich Ende April 2009 auch in der europäischen Richtlinie zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen (2009/28/EG) nieder. Der Aspekt, zu welchem sowohl die Datenlage als auch die Anwendbarkeit noch die größten Fragen offen lassen, ist dabei die indirekte Landnutzungsänderung (ILUC)¹.

Die EU Kommission soll daher gemäß Artikel 19 (6) der Richtlinie bis Ende 2010 (voraussichtlich aber schon bis März 2010) einen Bericht vorlegen, in welchem dieser Sachverhalt untersucht und gegebenenfalls ein Vorschlag unterbreitet wird, der nach besten verfügbaren wissenschaftlichen Erkenntnissen eine konkrete Methodologie zur Berücksichtigung der Treibhausgasemissionen infolge indirekter Landnutzungsänderungen enthält.

Im März 2009 wurde in Kalifornien erstmals ein diesbezüglicher Ansatz in die gesetzlichen Regelungen übernommen (LCFS 2009). Von der U.S. EPA (2009) wurde im Mai ebenfalls ein Vorschlag vorgelegt, dessen Umsetzung jedoch aufgrund einer Einigung im Abgeordnetenhaus am 24. Juni 2009 mit einem fünf-jährigen Moratorium belegt wurde und in der Zwischenzeit wissenschaftlich überprüft werden soll.

Aufgrund dieser zahlreichen Prozesse wird die Debatte über die „bestmögliche“ Methode zur Bewertung von ILUC sich im europäischen wie im internationalen Kontext verstärken, wobei Beiträge für diese Debatte über diese in der Sache sehr komplexen und politisch u.U. weitreichenden Materie von allen beteiligten Kreisen erwünscht und notwendig sind.

Vor diesem Hintergrund hat der BDB^e das IFEU beauftragt, die hier vorliegende Synopse zu erstellen. Hauptziel der Untersuchung soll eine Bestandsaufnahme und Bewertung aktuell verfügbarer Modelle und Methoden zur Berücksichtigung der Effekte indirekter Landnutzungsänderungen sein. Dabei sollen die Stärken und Defizite der einzelnen Modelle und Methoden analysiert, Entwicklungsmöglichkeiten im Hinblick auf weitere Politikziele aufgezeigt und Handlungsfelder identifiziert werden.

Zusammengefasst zeichnen sich vier grundlegend verschiedene Ansätze zur ILUC-Berechnung ab, die für die weiter gehende Diskussion zu diesem Thema relevant sein dürften:

- Komplexe **makro-ökonomische/ ökonomische bzw. biophysikalische Modelle**;
Modelle wie GTAP, FASOM, FAPRI u.a. die vorwiegend für die Gesetzgebung in den USA sowie Kalifornien eingesetzt werden; wissenschaftliche Grundlagen in Bezug auf ILUC liefern dabei Searchinger et al. (2008), Kim et al. (2009); Plevin (2008)

¹ Sinngemäß zitiert nach André Aranha Corrêa do Lago, Vize-Vorsitzender der Global Bioenergy Partnership (GBEP), bei seiner Zusammenfassung des GBEP-Workshops on indirect land use change am 15. Mai 2009 in New York



- vereinfachte **deterministische Ansätze**;
Ansätze wie der ILUC-Faktor (Fritsche 2007, 2009) oder der Bonus nach der europäischen Erneuerbare-Energien-Richtlinie (2009/28/EC)
- Ansätze, die einen **Mittelweg** zwischen diesen beiden Ansätzen beschreiben (Lywood 2009, FoE 2008)
- Ansätze, die sich auf die **Risikominimierung** von ILUC konzentrieren (Dehue 2009, Eickhout 2008).

Die Synopse umfasst eine Kurzcharakterisierung einer Auswahl der aufgeführten Ansätze und eine Analyse der jeweiligen Stärken und Defizite der einzelnen Modelle und Methoden. Im Sinne eines Ausblicks werden ergänzend Entwicklungspotenziale im Hinblick auf weitere Politikziele aufgeführt sowie Handlungsfelder identifiziert.

2 Grundsätzliche Herangehensweisen zur Erfassung und Bewertung von ILUC-Effekten

2.1 Was ist unter ILUC Effekten zu verstehen?

Mit der zusätzlichen agrarischen Produktion von Bioenergieträgern nimmt der Druck auf die verfügbare landwirtschaftliche Nutzungsfläche wie in einem System kommunizierender Röhren zu. Wurde für den Anbau vorher nicht agrarisch genutzte Fläche umgewandelt, so liegt eine direkte Landnutzungsänderung (DLUC) vor. Wurde die Fläche bereits agrarisch genutzt, so verdrängt nunmehr die Biomasse zur Energienutzung die davor produzierten Erzeugnissen für den Nahrungsmittel-, den Futtermittel- oder den Faserstoffmarkt, die damit anderswo produziert werden müssen.

Unstrittig ist, dass diese indirekten Zusammenhänge auf globaler Ebene bestehen. Problematisch ist dagegen die Berechnung und Zuweisung von Effekten auf eine speziell erzeugte Biomasse zur Energienutzung, auf den einzelnen Erzeuger. Die Probleme beruhen u.a. auf folgenden Punkten:

- Die indirekten Effekte sind grundsätzlich losgelöst von räumlichen Zusammenhängen und wickeln sich über die komplexen Mechanismen der Agrarmärkte ab. Dabei können manche Effekte tatsächlich in engerem regionalen Zusammenhang stehen (z.B. Erhöhung des Bedarfs an Palmöl erhöht primär den Anreiz zu Erhöhung des Anbaus von Palmölplantagen, sprich der Druck wirkt sich in der entsprechenden Anbauregion aus).
In zweiter Näherung reagiert aber der gesamte Pflanzenölmarkt auf diese Anreize und erstreckt sich somit auf alle Anbauregionen (Raps, Soja, Canola, Kokos, Sonnenblume etc.).
In dritter Näherung kann der Effekt auch über das spezielle Produktsegment (hier Pflanzenöl) hinausgreifen, da durch die verändernde Wirkung auf die Märkte sich die Opportunitäten zwischen den unterschiedlichen Produktsegmenten (Öl, Getreide, Faserpflanzen u.a.) verschieben können.
- Die Beanspruchung von einem Hektar Fläche für Biomasse induziert nicht zwingend die Neuerschließung von exakt einem Hektar Fläche für die verdrängte Nahrungs-/Futter-/Faserpflanze. Die indirekten Folgen des Bedarfs an Energiepflanzen können auch Ertragssteigerungen im Anbau insgesamt sein. In vielen Regionen der Welt ist von einer Flächenertragslage auszugehen, die die Potenziale nicht ausschöpft.
- Durch eine gekoppelte Produktion von Biokraftstoff und Lebens-/Futtermitteln verändert sich der Markt-Mix angebotener Lebens- und Futtermittel. Bestimmte - im Markt bereits etablierte - Lebens-/Futtermittel werden durch die neu angebotenen Produkte verdrängt. In Folge ergeben sich komplexe Verschiebungen der globalen Flächennutzung, um die benötigten Lebens-/Futtermittel und Biokraftstoffe zu erzeugen. Treten hierbei Effizienzsteigerung der globalen Landnutzung ein (Produktertrag pro Hektar), so kann sich dies dämpfend auf die Nachfrage nach landwirtschaftlicher Nutzfläche auswirken.



Die ILUC Diskussion konzentriert sich sehr stark auf die Kohlenstoff- und damit Treibhausgasbilanz. Als Leitindikator verstanden, kann dies durchaus als sinnvoll und gerechtfertigt erachtet werden (zuma die Nachhaltigkeitsbewertung in den USA, bzw. Kalifornien sich derzeit noch ganz auf die Treibhausgasbilanz beschränkt). Es ist aber zu beachten, dass andere Wirkungsbereiche ebenfalls davon betroffen sind wie:

- Schützenswerte Lebensräume bzw. solche mit hoher Biodiversität
- Nahrungsmittelsicherheit

2.2 Welche Ansätze zur Bestimmung und Bemessung von ILUC liegen vor?

Mit Blick auf die oben angeführten Mechanismen, anhand welcher ILUC Effekte nachvollzogen werden können, stellen sich derzeit zwei grundsätzlich verschiedene Ansatzweisen zur Bestimmung dar:

- eine sehr komplexe Herangehensweise, die mit Hilfe vielschichtiger Modelle (makro-ökonomische Modelle und/oder biophysikalische Modelle) versucht, die Mechanismen numerisch zu simulieren. Der Einfluss einer zusätzlichen Biomasseproduktion auf die Agrarmärkte, auf die Produktionsweise im Agrarsektor und schließlich auf die Dynamik der Landnutzungsänderung wird somit per Modell errechnet.
- eine sehr vereinfachte Herangehensweise, die davon ausgeht, dass eine zusätzliche Biomasseproduktion per Definition zusätzliche Flächeninanspruchnahme nach sich zieht, diesen grob abschätzt und der Biomasseproduktion (ggf. anteilig) zurechnet (alloziert). Da hier anstelle der Sensitivität der komplexen Modelle grobe Festlegungen getroffen werden, wird ein solcher Ansatz als deterministisch bezeichnet.

Neben diesen beiden sehr gegensätzlichen Vorgehensweisen finden sich auch Ansätze, die eine Art Mittelweg darstellen, indem Modellberechnungen bzw. Erkenntnisse aus solchen in eine vereinfachte schematische Berechnung von Landnutzungsänderungen und daraus resultieren Treibhausgasquellen und/oder –senken einbezogen werden.

Weiterhin finden sich im Kontext der ILUC-Diskussion Ansätze, die Produktionsweisen identifizieren, welche das Auftreten von negativen indirekten Effekten ausschließen bzw. das Risiko von solchen minimieren sollen.

Für die genannten Ansatzweisen finden sich bereits verschiedene Umsetzungskonzepte, die im Weiteren dargestellt werden sollen. Einen gewissen Schwerpunkt nehmen dabei die makro-ökonomischen bzw. ökonometrischen Modelle ein, die aufgrund ihrer komplexen Natur eine tiefere Betrachtung erforderlich machen. Es sei jedoch betont, dass die vorliegende Übersichtsstudie keine detaillierte Analyse der Modelle leisten kann.

3 Ökonometrisch-biophysikalische Modellansätze

Die aktuelle Gesetzgebung in den USA und Kalifornien setzt zur Ermittlung der Treibhausgasemissionen aus indirekten Landnutzungsänderungen auf so genannte ökonomische Modelle. Diese Modelle wurden in der Regel entwickelt, um für agrarpolitische Maßnahmen anhand vorgegebener Szenarien Einflüsse auf und Veränderungen der Märkte zu prognostizieren, die aus veränderten Handelsströmen bestimmter Güter resultieren. Da diese Marktzusammenhänge die vorausgehend beschriebenen indirekten Effekte vom Prinzip her einbeziehen, werden diese Modelle auch als geeignet angesehen, Angaben zum Ausmaß von Landnutzungsänderungen abzuschätzen. Verknüpft man die Modelle in einem zweiten Schritt mit biophysikalischen Daten, lassen sich mit ihnen grundsätzlich auch Treibhausgasemissionen berechnen. Im Folgenden werden zunächst die verfügbaren Modelle kurz vorgestellt und anschließend die vorgeschlagenen Modellkombinationen diskutiert.

3.1 Ökonometrische Modelle

Ökonometrische Modelle werden eingesetzt, um die wirtschaftlichen Auswirkungen politischer Entscheidungen auf nationaler, europäischer oder internationaler Ebene zu simulieren (Politikfolgenabschätzung). Wird dabei die Volkswirtschaft als Ganzes abgebildet, spricht man von einem allgemeinen Gleichgewichtsmodell (Kapitel 3.1.1). Dagegen handelt es sich um ein partielles Gleichgewichtsmodell, wenn nur ein einzelner Markt betrachtet wird (3.1.2).

3.1.1 Allgemeine Gleichgewichtsmodelle

Ein allgemeines Gleichgewichtsmodell² ist in der Wirtschaftswissenschaft ein Modell, das eine Volkswirtschaft (bzw. die Weltwirtschaft) als Ganzes abbildet und ein simultanes Gleichgewicht auf allen relevanten Märkten sucht. Tabelle 1 zeigt eine Auswahl allgemeiner Gleichgewichtsmodelle.

Tabelle 1: Auswahl allgemeiner Gleichgewichtsmodelle

Akronym	Modellname
GTAP	Global Trade Analysis Project
LEITAP	
MIRAGE	Modeling International Relations Under Applied General Equilibrium
DART	Dynamic Applied Regional Trade

GTAP (Global Trade Analysis Project)

Eines der bekanntesten allgemeinen Gleichgewichtsmodelle ist das **GTAP-Modell**, das an der Purdue University (USA) entwickelt wurde. GTAP bildet die globale ökonomische Aktivität der Welt insgesamt und einzelner Länder und Regionen ab. Es erfasst die Interaktionen zwischen Landwirtschaft, Vorleistungs- und Ernährungsindustrie so-

² im Englischen als General Equilibrium Model (GEM) oder Computable General Equilibrium Model (CGE model) bezeichnet



wie gewerblicher Wirtschaft und Dienstleistungssektor. Berücksichtigung finden die intra- und interregionalen Verflechtungen von Märkten und Akteuren sowie die daraus resultierenden Rückkopplungseffekte. Die aktuelle Version 7 umfasst 113 Regionen und 57 Handelsgüter (Basisjahr: 2004).

GTAP bildet die Grundlage einer Reihe weiterer GE-Modelle wie LEITAP, MIRAGE und DART. LEITAP ist eine GTAP-Weiterentwicklung des Instituts für Agrarökonomie (Landbouw Economisch Instituut) der Universität Wageningen (Niederlande). Es ermöglicht u.a. eine Verknüpfung mit biophysikalischen und integrierten Modellen (siehe Kapitel 3.2 und 3.3), wie sie beispielsweise im EU-Projekt „Eururalis“³ vorgenommen wurde. Das DART-Modell (Dynamic Applied Regional Trade) des Kieler Instituts für Weltwirtschaft (IfW) dient der Analyse von internationaler Klimapolitik und wird u.a. im BMBF-finanzierten Projekt „NaRoLa“⁴ mit einem partiellen Gleichgewichtsmodell und einem Standortmodell zu einem Modellverbund verknüpft. DART basiert auf der GTAP-Version 5 und umfasst 66 Regionen und 57 Handelsgüter (Basisjahr: 1997).

Darüber hinaus wird GTAP in weiteren Modellverbänden eingesetzt, z.B. beim Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), das GTAP mit mehreren partiellen Gleichgewichtsmodellen wie AGMEMOD, CAPRI und RAUMIS verknüpft (siehe folgendes Kapitel).

Das GTAP-Modell spielt auch im Rahmen der ILUC-Modellierung eine große Rolle, da es zentraler Bestandteil des kalifornischen *Low Carbon Fuel Standard*-Ansatzes ist (siehe Kapitel 3.4.2).

3.1.2 Partielle Gleichgewichtsmodelle

Im Gegensatz zu einem allgemeinen Gleichgewichtsmodell wird in einem partiellen Gleichgewichtsmodell⁵ ein einzelner Markt betrachtet; wechselseitige Abhängigkeiten und Rückkopplungseffekte zwischen verschiedenen Märkten bleiben unberücksichtigt. Partielle Gleichgewichtsmodelle werden seit vielen Jahren erfolgreich zur Modellierung des Agrarsektors, des Forstsektors oder des Energiesektors eingesetzt (siehe Tabelle 2).

Eine detaillierte Beschreibung aller Modelle mit ihren jeweiligen Vor- und Nachteilen würde den Rahmen dieser Studie sprengen. An dieser Stelle werden daher lediglich die beiden partiellen Gleichgewichtsmodelle vorgestellt, die für die ILUC-Modellierung im Rahmen des US-amerikanischen *Renewable Fuel Standard*-Ansatzes herangezogen werden (siehe auch Kapitel 3.4.1). Dieser Ansatz beruht auf der Kombination zweier PE-Modelle: dem FASOM-Modell für den US-Markt und dem FAPRI-Modell für den Markt außerhalb der USA.

FASOM (Forest and Agriculture Sector Optimization Model)

Das FASOM-Modell wurde 1996 von der Texas A&M University (USA) im Auftrag des U.S. Department of Agriculture entwickelt. Es handelt sich um ein komplexes Lang-

³ Verknüpfung von LEITAP, IMAGE und CLUE; <http://www.eururalis.eu>

⁴ „Nachwachsende Rohstoffe und Landnutzung - Integration der Bioenergie in ein nachhaltiges Energiekonzept“; <http://www.narola.ifw-kiel.de/>

⁵ im Englischen als Partial Equilibrium Model (PEM) bezeichnet



zeitmodell, welches Einflüsse wie Veränderungen von Angebots-, Nachfragelage, Wettbewerb zwischen Produkten, Verfügbarkeit und Kosten von Land und Arbeit abzubilden versucht. Es modelliert den US-amerikanischen Agrar- und Forstsektor und diente ursprünglich dazu, die Auswirkungen von Politikalternativen zur Kohlenstoffspeicherung in Bäumen auf Wohlfahrt und Märkte zu simulieren. Seither wurde es aber auch erfolgreich für weitere Politikszenerarien eingesetzt. Die Universität Hamburg entwickelte eine europäische Version des Modells (EU-FASOM).

FAPRI (Food and Agricultural Policy Research Institute)

Das FAPRI-Modell ist eine Entwicklung des namensgebenden Institutes an der Iowa State University (USA). Es besteht aus mehreren Sub-Modellen (Milchprodukte, Getreide, Fleisch, Ölpflanzen, Zuckerpflanzen und Baumwolle), die sowohl den US-amerikanischen als auch den globalen Agrarsektor abbilden. Für jedes Handelsgut werden die wichtigsten Import- und Exportländer separat behandelt, alle anderen werden zum „Rest der Welt“ aggregiert. Das FAPRI-Modell wird u.a. für Projektionen im Rahmen des U.S. and World Agricultural Outlook eingesetzt.



Tabelle 2: Auswahl verfügbarer Modellen im Agrar-, Forst- und Energiesektor

Akronym	Modellname
Agrarsektor	
AgLink /	Worldwide Agribusiness Linkage Program /
COSIMO	COmmodity SIMulation MOdel
AGMEMOD	AGricultural MEmber State MODelling for the EU and Eastern European Countries
CAPRI	Common Agricultural Policy Regional Impact Analysis
CAPSIM	Common Agricultural Policy SIMulation Model
ESIM	European Simulation Model
EU-FASOM	EUropean Forest and Agricultural Sector Optimization Model
FAPRI	Food and Agricultural Policy Research Institute
FASOM	Forest and Agriculture Sector Optimization Model
IMPACT	Int'l Model for Policy Analysis of Agricultural Commodities and Trade
RAUMIS	Regionalisiertes Agrar- und UMWeltInformationsSystem
Forstsektor	
EFI-GTM	Global Forest Sector Model
EFISCEN	European Forest Information SCENario Model
EU-FASOM	EUropean Forest and Agricultural Sector Optimization Model
FASOM	Forest and Agriculture Sector Optimization Model
GFPM	Global Forest Products Model
PICUS	
Energiesektor	
BioTrans	
PEEP	Perspectives on European Energy Pathways
POLES	Prospective Outlook on Long-term Energy Systems
PRIMES	
Prometheus	
TIMER	Targets IMage Energy Regional Model
WEM	World Energy Model

Das FAPRI-Modell wird im Renewable Fuel Standard (RFS) für die ILUC-Berechnung im internationalen Kontext eingesetzt (RFS 2009⁶, Laughlin 2009). Wie das Modell dabei eingesetzt wird, erläutern Hayes et al. (2009). Zentrale Basisberechnungen zur ILUC-Thematik führten Tokgoz et al. (2007) durch. Die Berechnungen von Tokgoz et al. (2007) wurden von Searchinger et al. (2008) weitergeführt und unter dem Aspekt der Treibhausgasemissionen zugespitzt. Insbesondere mit diesen Arbeiten wurde die Sensitivität für ILUC weltweit ausgelöst.

Für alle weiteren in Tabelle 2 genannten Modelle sei auf Zusammenstellungen in EEA (2008), JRC IPTS (2008) und Solberg et al. (2007) verwiesen.

⁶ <http://www.epa.gov/OMS/renewablefuels/rfs2-nprm-preamble-regs.pdf>

3.2 Biophysikalische Modelle

Biophysikalische Modelle dienen dazu, Prozesse in biologischen Systemen (z.B. landwirtschaftliche Produktionssysteme) numerisch zu beschreiben. In der Wissenschaft ist eine Vielzahl von biophysikalischen Modellen mit unterschiedlichem thematischem Schwerpunkt verfügbar. Tabelle 3 zeigt eine kleine Auswahl. Detaillierte Informationen zu den einzelnen Modellen finden sich beispielsweise in der Zusammenstellung der EEA (2008).

Tabelle 3: Auswahl biophysikalischer Modelle mit ihrem jeweiligen thematischen Schwerpunkt

Akronym	Modellname	Schwerpunkt
Euromove		Biodiversität
GLOBIO	Global Methodology for Mapping Human Impacts on the Biosphere	Biodiversität
CENTURY / DAYCENT		Boden
EPIC	Erosion Productivity Impact Calculator	Boden
CLUE-s	Conversion of Land Use change and its Effects	Landnutzung
LLN model	Louvain-la-Neuve Land Use model	Landnutzung
EcoSense		Luftqualität
RAINS	Regional Air Pollution Information and Simulation	Luftqualität
SWAT	Soil and Water Assessment Tool	Wasser
SWIM	Soil and Water Integrated Model	Wasser

Für die ILUC-Modellierung im Rahmen des US-amerikanischen *Renewable Fuel Standard*-Ansatzes wurde das CENTURY / DAYCENT-Modell der Colorado State University (USA) an das FASOM-Modell angekoppelt. Mit ihm werden Kohlenstoff- und Stickstoffflüsse in Ökosystemen modelliert und der Einfluss der Landnutzung auf Emissionen in die Atmosphäre und Hydrosphäre simuliert (siehe auch Kapitel 3.4.1).

3.3 Integrierte Modelle

Neben den zahlreichen sektoralen Modellen gibt es inzwischen auch einige integrierte Modelle wie das IMAGE-Modell der Netherlands Environmental Assessment Agency (PBL, Niederlande), das IF-Modell (International Futures) oder das PoleStar-Modell von Tellus Institute und Stockholm Environment Institute (SEI, Schweden).

Das IMAGE-Modell besteht aus mehreren Sub-Modellen (u.a. PHOENIX, FAIR, TIMER und HYDE), die Gesellschaft, Biosphäre und Klima miteinander verbinden, und bietet darüber hinaus Schnittstellen zu GTAP und GLOBIO. Im EU-Projekt „Eururalis“ wurde es jüngst mit LEITAP und CLUE verknüpft. Ein weiterer Ausbau des IMAGE-Modells ist vorgesehen. Nähere Informationen zu integrierten Modellen enthält die Zusammenstellung der EEA (2008).



3.4 Modellkombinationen zur Ermittlung von ILUC-Effekten

Ökonometrische Modelle, die Auswirkungen von Eingriffen in Agrarmärkte voraussagen sollen, werden seit geraumer Zeit angewandt. Relativ neu dagegen ist ihr Einsatz für die Modellierung von ILUC-Effekten, die aufgrund von gesetzlichen Regelungen in den USA bzw. im US-Bundesstaat Kalifornien erforderlich wurden. Die U.S. EPA (Umweltschutzbehörde) setzt bei der Entwicklung des so genannten *Renewable Fuel Standard* (RFS) auf eine Modellkombination aus FASOM und FAPRI, wohingegen sich das Air Resources Board der kalifornischen EPA (CARB) bei der Entwicklung des so genannten *Low Carbon Fuel Standard* (LCFS) auf GTAP stützt.

3.4.1 Renewable Fuel Standard (RFS) der U.S. EPA

Für die ILUC-Modellierung im Rahmen des US-amerikanischen *Renewable Fuel Standard*-Ansatzes wurde eine Kombination zweier partieller Gleichgewichtsmodelle gewählt, dem FASOM-Modell für den US-Markt und dem FAPRI-Modell für den Markt außerhalb der USA. Daneben spielen weitere Modelle wie DAYCENT, GREET und MOVES sowie biophysikalische Daten des MODIS-Satelliten eine zentrale Rolle (siehe Tabelle 4).

Tabelle 4: Übersicht über die im Rahmen des US-amerikanischen RFS-Ansatzes verwendeten Modelle und Daten

Akronym	Modellname	Modellart
DAYCENT		Biophysikalisches Modell für Bodenprozesse
FAPRI	Food and Agricultural Policy Research Institute	Partielles Gleichgewichtsmodell (Welt)
FASOM	Forest and Agriculture Sector Optimization Model	Partielles Gleichgewichtsmodell (USA)
GREET	Greenhouse gases, Regulated Emissions, and Energy use in Transportation model	Life cycle-Modell für Emissionen aus dem Verkehrssektor
MODIS	Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer	Satellitendaten zu Landnutzung / -bedeckung
MOVES	Motor Vehicle Emission Simulator	Modell für Treibhausgasemissionen von Fahrzeugen

Zur Abbildung des US-Marktes dient **FASOM** mit seiner Vielzahl von Eingabeparametern und einer räumlichen Auflösung von 11 Anbauzonen in den USA sowie 37 weiteren Regionen außerhalb der USA.

Im **FAPRI**-Modell werden für jedes Handelsgut die wichtigsten Import- und Exportländer separat behandelt, alle anderen werden zum „Rest der Welt“ aggregiert. Je nach Handelsgut unterscheidet sich also die Zahl der Regionen.

Abbildung 1 zeigt in schematischer Weise die Kombination der Modelle FASOM und FAPRI zur ILUC-Berechnung innerhalb des RFS (2009).

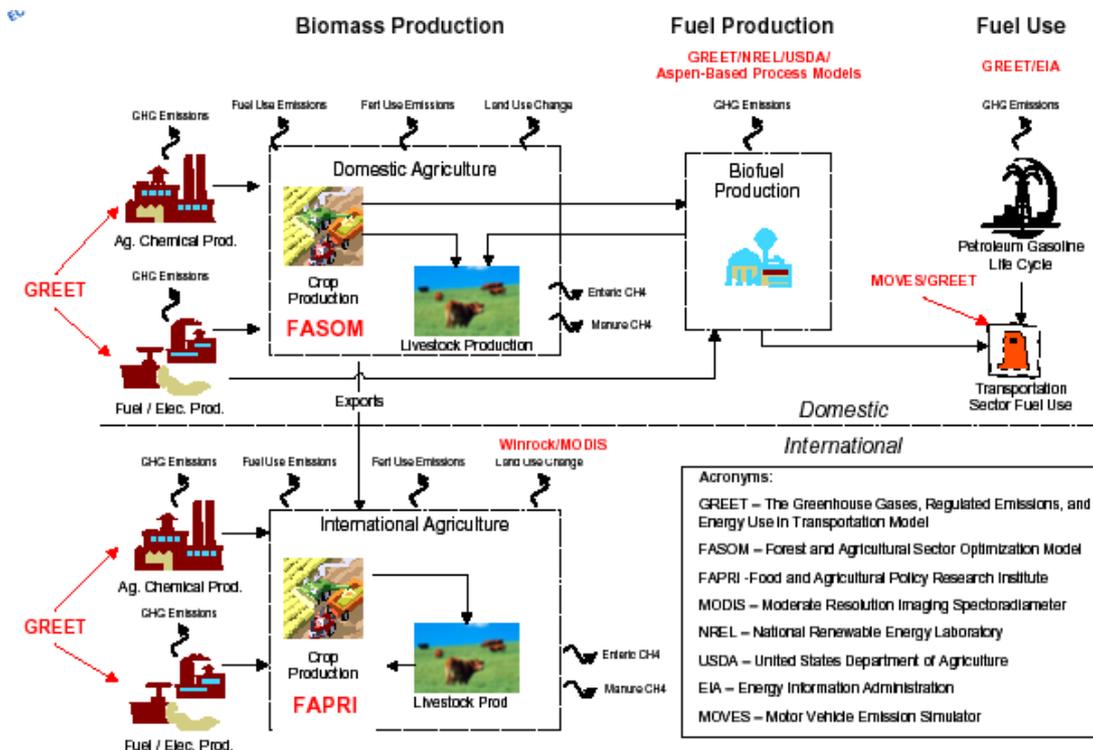


Abbildung 1 Kombination von FASOM und FAPRI im ILUC-Modell der US-EPA für den Renewable Fuel Standard (RFS) (EPA 2009; Laughlin 2009)

Berechnung der Treibhausgasemissionen aufgrund von ILUC-Effekten

Für die Berechnung von Treibhausgasemissionen im US-Markt wurde das Modell DAYCENT an FASOM angekoppelt (RFS 2009⁷, Laughlin 2009). Für Treibhausgasemissionen in anderen Ländern der Welt wertete Winrock International Landnutzungs- / Landbedeckungsdaten des MODIS-Satelliten für die Jahre 2001 bis 2004 aus und versah die Landnutzungs- / Landbedeckungsklassen (cropland, forest, savannah, grassland) mit Kohlenstoffbeständen basierend auf IPCC (2006).

Für die Berechnung von LUC-Effekten werden im RFS2 zwei zukünftige Szenarien analysiert:

1. "Business as usual" mit einem Renewable Fuel Anteil, der sich ohne die Förderung durch RFS2 ergeben würde
2. "Business with RFS2" mit höherem Renewable Fuel Anteil, wie im RFS2 bis 2022 vorgeschrieben.

Für jedes Szenario wurden die Auswirkungen auf den Treibhauseffekt (die aus der Veränderung des Renewable Fuel Anteils resultieren würden) über den gesamten

⁷ <http://www.epa.gov/OMS/renewablefuels/rfs2-nprm-preamble-regs.pdf>



Wirtschaftssektor hinweg berechnet. Anders als bei dem Ansatz der EU wird hier keine Allokation vorgenommen sondern eine für „LCA-Verhältnisse“ sehr weite Systemraumerweiterung vorgenommen.

In die Berechnung der Treibhausgasemissionen der Szenarien wurden allgemeine Effekte auf den Agrarsektor und daraus resultierende Änderungen der GHG Emissionen einbezogen, z.B.:

- erhöhte Mais-Ethanol-Produktion führt zu Mais-Preissteigerung und damit zur Reduzierung von Viehstückzahlen oder
- erhöhte Mais-Ethanol-Produktion führt zu höherer Produktion von DDGS, dass die Produktion von anderen Futtermitteln überflüssig macht.

Da im RFS-Modell der gesamte Agrar-Wirtschaftssektor als Systemraum für die THG-Berechnung definiert ist, ist auch der substituierende Effekt der Nebenprodukte systematisch enthalten. Allerdings bleibt unklar, mit welcher Auflösung sozusagen die Art der substituierten Produkte (welche und mit welchem LUC produziert) ermittelt wird.

Die Berechnung auf der Ebene des gesamten Agrarsektors hat zur Folge, dass die Situation von Einzelbetrieben nicht abbildbar ist. Zwar bietet gerade FASOM eine hohe Auflösung, doch werden auch hier bestimmte Produkte zu größeren Einheiten zusammengefasst und Produktgruppen gebildet. Produktivitätssteigerungen sind einbezogen, wobei unklar ist, in welcher Differenzierung dies erfolgt.

3.4.2 Low Carbon Fuel Standard (LCFS) des CARB

Zentraler Bestandteil des kalifornischen *Low Carbon Fuel Standard*-Ansatzes zur Modellierung von ILUC-Effekten ist das GTAP-Modell. Es zählt zu den so genannten allgemeinen Gleichgewichtsmodellen und wird seit Jahren zur Analyse von Agrarmarktentwicklungen eingesetzt (siehe Abschnitt 3.1.1). Diese Modelle versuchen, eine Volkswirtschaft als Ganzes abzubilden, indem stets ein simultanes Gleichgewicht auf allen relevanten Märkten eingestellt wird.

Speziell für die Einbindung in die Treibhausgasberechnung nach LCFS wurde GTAP ergänzt um Flächeninformation nach agro-ökologischen Zonen (AEZ) mit entsprechenden von IPCC entnommenen Kohlenstoffbeständen. Auf diese Weise werden die modellierten Szenarien für ILUC Effekte in g CO₂/MJ Bioenergieträger gerechnet.

Die Berücksichtigung von Ertragssteigerungen ist in GTAP selbst nicht realisiert. Sie werden außerhalb des eigentlichen Modells berechnet.

3.5 Ergebnisse der Modelle

An dieser Stelle wird eine Auswahl der bisherigen Rechenergebnisse der in den USA angewandten Modelle kurz zusammengestellt. Als besonders relevant werden dabei die Ergebnisse

- der US EPA für den RFS (2009) mit dem FASOM/FAPRI-Ansatz

- des Kalifornischen LCFS (2009) mit dem GTAP-Ansatz und
- die Berechnungen von Searchinger et al. (2008) erachtet.

In Abbildung 2 sind die RFS-Ergebnisse enthalten, wobei für die Berücksichtigung des Bilanzzeitraums zwei Optionen angesetzt wurden: einmal gleichmäßig über 30 Jahre und einmal über 100 Jahre verbunden mit einer jährlichen um 2% herabgesetzten effektiven Treibhausgaseinsparung. In dem gesetzlichen Regelungsentwurf wird offen gelassen, welcher Ansatz zu Grunde zu legen ist, gibt in der Präambel aber eine tendenzielle Präferenz für die erste Option. Nach dieser lassen sich aus dem oberen Teil von Abbildung 2 für Bioethanol aus Mais (USA) ca. 65 g CO₂-Äq./MJ als Netto-LUC-Wert ablesen. Für Bioethanol aus Zuckerrohr (Brasilien) ergeben sich danach ca. 70 g CO₂-e/MJ. Nach der zweiten Option reduzieren sich die Werte auf knapp 50 CO₂-Äq./MJ Mais-Bioethanol und ca. 53 CO₂-Äq./MJ Zuckerrohr-Bioethanol.⁸

In Tabelle 5 und Tabelle 6 sind die GTAP-Abschätzungen zum LUC für Mais- und Zuckerrohr-Bioethanol nach dem kalifornischen LCFS (2009) zusammengestellt. Die Ergebnisse liegen hier bei 30 CO₂-Äq./MJ Mais-Bioethanol und ca. 46 CO₂-Äq./MJ Zuckerrohr-Bioethanol.

⁸ Die Wertangaben beruhen auf vorläufigen Interpretationen der umfangreichen Darstellungen in den RFS Dokumenten, ausgehend von folgenden Komparatoren:
„baseline gasoline“ => 98.395 g CO₂eq/mmBtu = 93,26 g CO₂eq/MJ
„baseline diesel fuel“ => 96.843 g CO₂eq/mmBtu = 91,79 g CO₂eq/MJ
(1 mm BTU = 1,055 GJ)

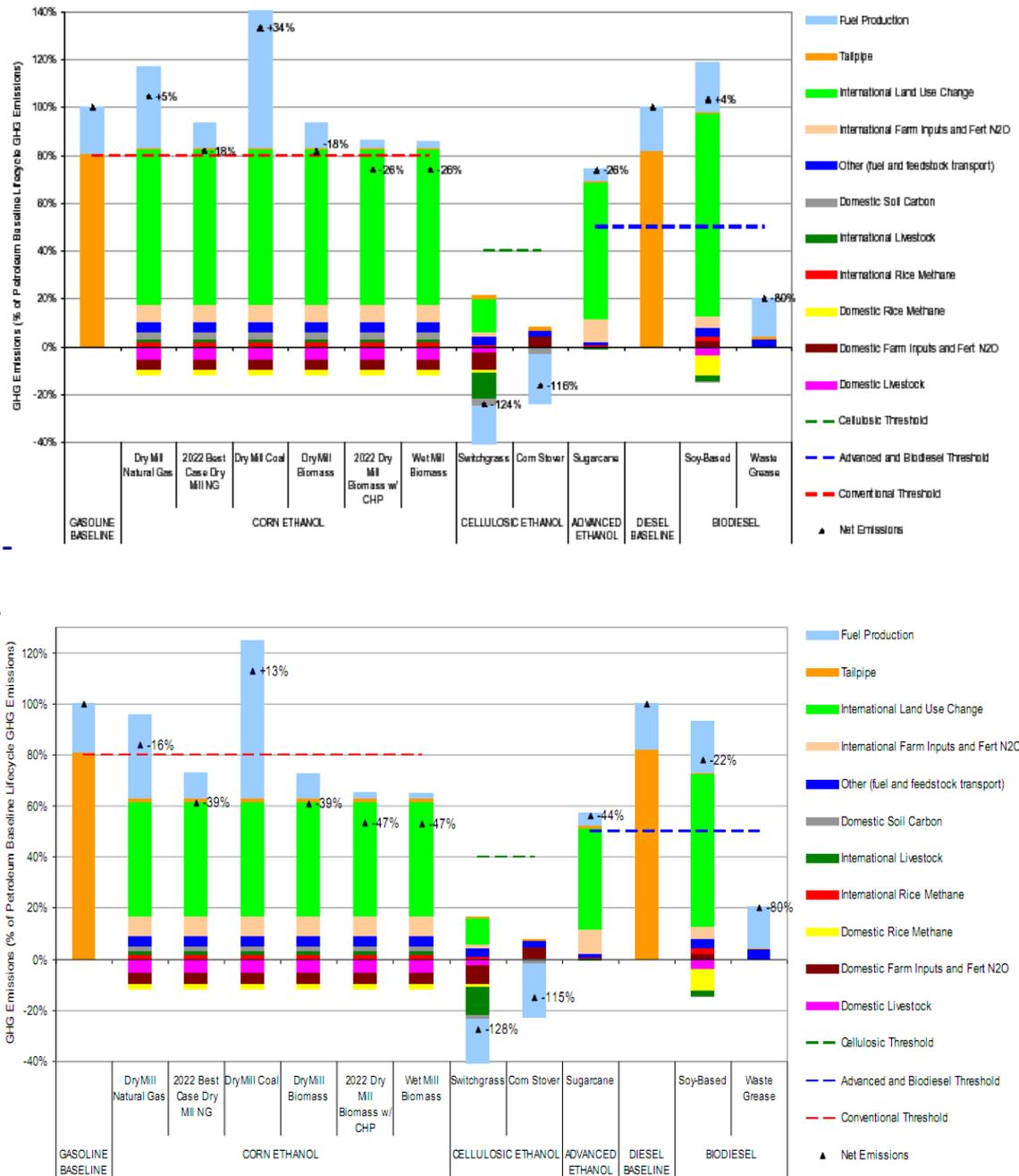


Abbildung 2 THG-Bilanzergebnisse von verschiedenen Lebenswegen unter Einbeziehung der ILUC-Modellierung mit FASOM und FAPRI durch die US-EPA für den Renewable Fuel Standard (RFS); oben: Bilanzzeitraum 30 Jahre, keine Diskontierung; unten: Bilanzzeitraum 100 Jahre, 2% Diskontierung p.a. (EPA 2009,⁹ Laughlin 2009)

⁹ U.S.EPA: Draft Regulatory Impact Analysis: Changes to Renewable Fuel Standard Program; EPA-420-D-09-001; May 2009 <http://www.epa.gov/OMS/renewablefuels/420d09001.pdf>

Tabelle 5 GTAP Modell-Ergebnisse für Mais-Ethanol gemäß LCFS (2009) (Tab. IV-10)

Scenario	A	B	C	D	E	F	G	Mean
Economic Inputs								
EtOH production increase (bill. gal.)	13.25	13.25	13.25	13.25	13.25	13.25	13.25	
Elasticity of crop yields wrt area expansion	0.5	0.75	0.5	0.5	0.5	0.66	0.75	
Crop yield elasticity	0.4	0.4	0.2	0.4	0.4	0.25	0.2	
Elasticity of land transformation	0.2	0.2	0.2	0.3	0.1	0.2	0.2	
Elasticity of harvested acreage response	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	
Trade elasticity of crops	See Appendix C							
Model Results								
Total land converted (million ha)	4.03	2.68	5.48	4.56	3.01	3.83	3.66	3.89
• Forest land (million ha)	1.04	0.37	1.46	0.89	1.00	0.73	0.55	0.86
• Pasture land (million ha)	3.00	2.32	4.02	3.65	2.01	3.10	3.10	3.03
U.S. land converted (million ha)	1.74	1.16	2.01	2.12	1.14	1.46	1.32	1.56
• U.S. forest land (million ha)	0.70	0.36	0.82	0.81	0.48	0.46	0.40	0.58
• U.S. pasture land (million ha)	1.04	0.79	1.19	1.31	0.66	1.00	0.92	0.99
LUC carbon intensity (gCO _{2e} /MJ)	33.6	18.3	44.3	35.3	27.1	27.4	24.1	30

Tabelle 6 GTAP Modell-Ergebnisse für Zuckerrohr-Ethanol gemäß LCFS (2009) (Tab. IV-12)

Scenario	A	B	C	D	E	Mean
Economic Inputs						
EtOH production increase (bill. gal.)	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	
Elasticity of crop yields wrt area expansion	0.50	0.75	0.50	0.50	*	
Crop yield elasticity	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	
Elasticity of land transformation	0.20	0.20	0.30	0.10	0.20	
Elasticity of harvested acreage response	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	
Trade elasticity of crops	See Appendix C					
Model Results						
Total land converted (million ha)	1.28	0.85	1.46	0.94	0.94	1.09
• Forest land (million ha)	0.43	0.22	0.36	0.40	0.26	0.33
• Pasture land (million ha)	0.85	0.63	1.10	0.54	0.68	0.76
Brazil land converted (million ha)	0.89	0.59	1.06	0.60	0.55	0.74
• Brazil forest land (million ha)	0.30	0.15	0.25	0.26	0.13	0.22
• Brazil pasture land (million ha)	0.59	0.44	0.81	0.34	0.42	0.52
ILUC carbon intensity (gCO _{2e} /MJ)	56.7	32.3	54.5	48.3	38.3	46

* Brazil = 0.80, all other = 0.50

Searchinger et al. (2008) haben ebenfalls mit Hilfe von GTAP-Berechnungen 104 CO₂-Äq./MJ Mais-Bioethanol ermittelt.

Bereits der Vergleich dieser Werte macht deutlich, welche Unsicherheiten in den Berechnungen liegen. In Abbildung 3 zeigt O'Hare (2009) die Überlappung der Bandbreiten der Berechnungen von Searchinger und von Purdue (für LCFS) anhand von Monte-Carlo-Simulationen.

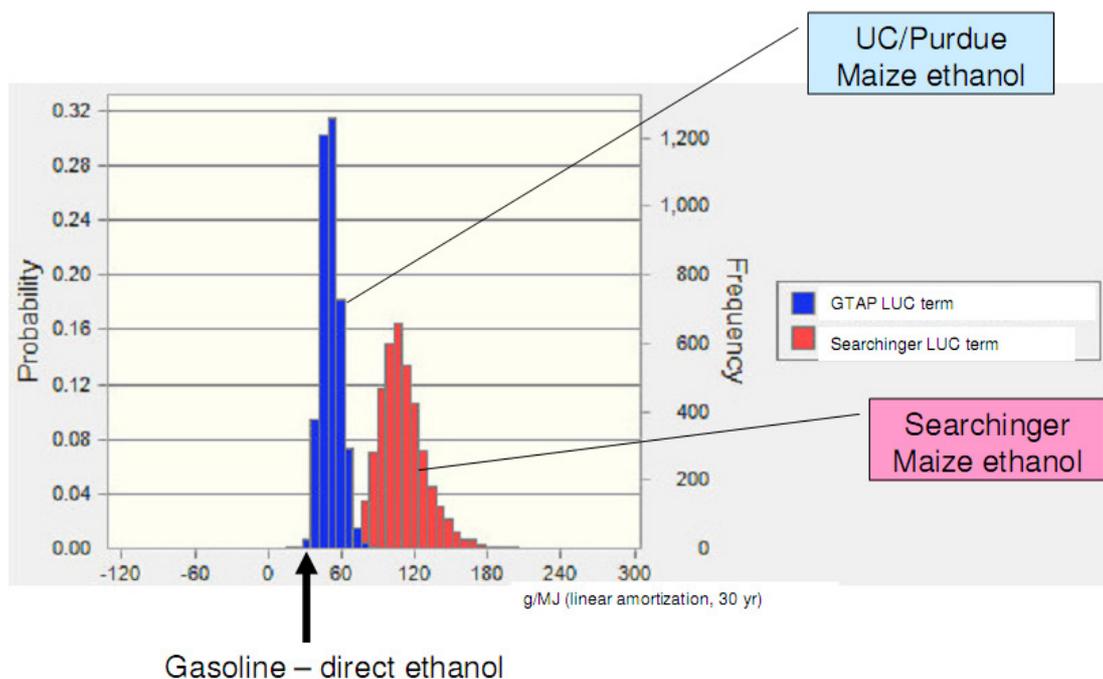


Abbildung 3 Unsicherheitsbandbreiten der Modellergebnisse von Searchinger et al. (2008) und den Berechnungen der Universitäten von California und Purdue für den LCFS; aus O'Hare (2009)

3.6 Beurteilung der Modelle

Es sei an dieser Stelle nochmals betont, dass diese Überblicksstudie keine umfangreiche Analyse der Modelle beinhalten kann. Aus diesem Grund wird auch auf das Urteil von ausgewiesenen Experten zu diesem Thema zurückgegriffen. Fundierte Bewertungen finden sich u.a. in dem aktuell erschienenen Peer Review Bericht zu der Modellkombination FASOM/FAPRI durch ICF (2009) und Sheehan (2009), auf welche im folgenden Abschnitt hauptsächlich Bezug genommen wird.

3.6.1 Analyse von Stärken / Schwächen der Modellkombinationen / Modelle

In Tabelle 7 sind die Stärken und Schwächen der von der EPA vorgeschlagenen Modellkombination und des GTAP-Modells der CARB zusammengestellt.

Tabelle 7 Übersicht über Stärken und Schwächen des FASOM/FAPRI-Modells der US EPA und des GTAP-Modells der CARB (basierend auf ICF 2009)

Stärken	Schwächen
FASOM/FAPRI-Modellkombination	
<input type="checkbox"/> Höhere Auflösung der verwendeten PE-Modelle gegenüber GE-Modellen wie GTAP	<input type="checkbox"/> Fehlende Verknüpfung zwischen Agrarmarkt und dem Rest der Wirtschaft – insbesondere dem Energiesektor – aufgrund der Verwendung von PE-Modellen <input type="checkbox"/> Kein räumlicher Bezug <input type="checkbox"/> Inkonsistenzen zwischen FASOM und FAPRI <input type="checkbox"/> Bei der Modellierung mit FASOM war der Forstsektor abgeschaltet, d.h. Interaktionen zwischen Land- und Forstwirtschaft wurden nicht ausreichend berücksichtigt <input type="checkbox"/> Der von Winrock gewählte relativ kurze Analysezeitraum wird als problematisch bewertet
GTAP-Modell	
<input type="checkbox"/> Das Modell lässt sich auf Treibhausgas-minderungsszenarien einstellen (Performance-based modelling)	<input type="checkbox"/> GTAP ist nicht dynamisch <input type="checkbox"/> GTAP behandelt alle Ölpflanzen und Zuckerpflanzen als jeweils ein Handelsgut

Zusammenfassend lässt sich aus den in ICF (2009) zu Wort kommenden Experten¹ feststellen, dass trotz grundsätzlich guter Eignung der Modell-Kombination

- kein Modell für sich die „richtige“ Antwort geben kann, da jedes der Modelle spezifische Stärken und Schwächen hat und man dadurch zwangsläufig unterschiedliche Ergebnisse erhält
- die Komplexität der Modelle bereits zu hoch ist, um Nachvollziehbarkeit zu ermöglichen (Sheehan, Searchinger)
- die Komplexität noch nicht ausreichend ist, um alle abhängigen Faktoren genügend einzubeziehen (Banse, Wang).

¹ Dr. Martin Banse (Uni Wageningen), Tim Searchinger (Princeton), John Sheehan (Univ. of Minnesota), Dr. Michael Wang (Argonne)



Auf einem hochrangig besetzten LUC-Workshop im Mai 2009 in Vonore, Tennessee, wurde in ähnlicher Weise zusammengefasst, dass ein einzelnes Modell immer nur Teilaspekte des Gesamtproblems aufarbeiten kann, aus der notwendigen Kombination von Modellen aber weitere Unsicherheiten durch die Schnittstellenbildung entstehen (Dale et al. 2009). Der Schritt des Verstehens, welche Modelle unter welchen Annahmen und Dateneinstellungen zu welchen Ergebnissen führen, muss noch vollzogen werden.

3.6.2 Beurteilung der Modellanwendung

Mit Sheehan (2009) kann zum jetzigen Zeitpunkt festgestellt werden, dass die Forschung mit ihren überaus intensiven Ansätzen, ILUC per ökonomischer Modellberechnung zu bestimmen, noch immer in den Kinderschuhen steckt. Er betont jedoch gleichzeitig, dass die derzeit noch vorhandene Unsicherheit bei der Bestimmung indirekter Effekte nicht Grund für deren Außerachtlassung sein kann.

Die breite Streuung der Ergebnisse der Modelle (siehe Abschnitt 3.5) stellt aktuell das Kardinalproblem dar für deren Anwendung zu legislativen Zwecken. Zwar ist grundsätzlich jede Art von Default-Wert immer fachlich angreifbar, die Rechenergebnisse der ökonomischen Modelle sind jedoch für nicht an der Erstellung beteiligte Fachleute kaum nachvollziehbar.

Andererseits ist einzuräumen, dass in diese Modelle ein hohes Maß an Sachverstand der Entwickler und große Datenmengen eingeflossen sind und einfließen, und dass sie vielfach intensiven Reviews von dritten Experten unterzogen wurden. Somit ist davon auszugehen, dass gemäß den Eingabepremissen auch plausible Ergebnisse erzeugen. Ferner unterstellt, dass die Eingabepremissen nicht „falsch“ sind, muss festgestellt werden, dass durch ILUC verursachte Treibhausgasemissionen in einer durchaus relevanten Größenordnung liegen: Im Beispiel Mais-Bioethanol in den USA zwischen 30 und 100 g CO₂-Äq./MJ. In jedem Falle bewegen sich die ILUC-Treibhausgasemissionen aus den USA und Kalifornien für die berechneten Fälle durchweg in einem Bereich größer Null. Bis dies jedoch als „Gesetzmäßigkeit“ verallgemeinert werden kann, müssen die oben diskutierten Unsicherheiten und Schwächen der Modelle deutlich reduziert werden. Die großen Unterschiede zwischen den dokumentierten Ergebnissen sind ein klares Indiz dafür, dass bei der Festlegung der Prämissen, der Eingabeparameter und ggf. auch bei der „richtigen“ Modellwahl noch erheblichen Diskussions- und Klärungsbedarf vorliegt.

Die Frage der richtigen Modellwahl sowie der „richtigen“ Parametrisierung und „Faktorisierung“ wird sich vermutlich nicht im rein wissenschaftlichen Diskurs beantworten lassen. Die beteiligte Wissenschaft ist jedoch dringend aufgerufen, die erheblichen Ergebnisunterschiede plausibel zu erklären und den politischen Entscheidungsträgern überhaupt erst eine international akzeptierbare Ableitung eines „Default-Werts“ zu ermöglichen. Die aktuellen Diskrepanzen in den Zahlen (die in der Kürze der Zeit bei der hohen Komplexität der Modelle nicht nachvollziehbar sind) bedürfen jedoch einer möglichst raschen Konvergenz. In diesem Sinne wird es als unabdingbar erachtet, dass für die in Anwendung befindlichen Modelle eine über die interne Fachwelt hinausreichende Validierung erfolgen muss. Dabei sollte die Ergebnissicherheit der Modellrechnung



gen mit den in der Realität eingetroffenen Entwicklungen retrospektiv nachgewiesen bzw. bewertet werden.



4 Deterministische Ansätze (Allokation)

Während die makro-ökonomischen Modelle in gewisser Hinsicht das Maximum an Komplexität aufweisen, mit welcher man die ILUC-Fragestellung herantreten kann, stellt der deterministische Ansatz sozusagen den Höchstgrad an Vereinfachung dar. Erste Ideen zu einem solchen Ansatzes für ILUC bei Biomasseproduktion wurden von Fritsche (2007)¹⁰ entwickelt und wurde unter dem Begriff „Risk Adder“ (Risiko-Aufschlag) bekannt und zwischenzeitlich unter dem Begriff ILUC-Faktor weiterentwickelt.

Mit einem vergleichbaren Ansatz wurde der in EE-RL Anhang V Nr. 7 und 8 eingeführte Bonus von 29 g CO₂eq/MJ abgeleitet – sozusagen als Umkehrung des „Aufschlags“ für die Fälle, die explizit keine indirekte Landnutzungsänderung hervorrufen.

In den letzten Änderungsvorschlägen seitens des EU Parlaments zur EE-RL wurde von Rapporteur Turmes parallel zum Bonus ein e_{ILUC} Aufschlag von 40 g CO₂eq/MJ eingebracht¹¹, ebenfalls mit vergleichbarem Ansatz abgeleitet.

Im Folgenden werden der ILUC-Faktor von Fritsche, die daran angelehnte Bonus-Lösung der EE-RL sowie ein weiterer Vorschlag von Tipper (2009) kurz beschrieben und bewertet.

4.1 ILUC-Factor nach U. Fritsche

Nach dem Ansatz von Fritsche (2007, 2009) ist die Eingangsfrage, welche Form der Landnutzungsänderung im Sinne der CO₂-Bilanz ungünstigstenfalls durch einen Verdrängungsprozess auftreten kann, sprich, welche Flächen betroffen sind. Da die Verdrängungseffekte global erfolgen, sind alle Länder betroffen, die am Welthandel als Exporteure teilnehmen. Das CO₂-Emissionspotenzial aus iLUC wird vereinfacht als Mittelwert der Flächenanteile für Agrarexporte nach Weltregionen und jeweiliger C-Freisetzung durch dortige LUC bestimmt (siehe Tabelle 8).

Auf diese Weise wird eine Art theoretisches Emissionspotenzial von rund 400 t CO₂/ha ermittelt, der analog zur Annuierung nach EE-RL durch 20 Jahre dividiert einen theoretischen ILUC Faktor von 20 t CO₂/(ha x a) ergibt. Da die Produktion von Bioenergieträgern nicht in allen Fällen oder nur teilweise zu einer indirekten Landnutzungsänderung führen (teilweise Nutzung von Stilllegungsflächen, teilweise Ertragssteigerung, außerdem zukünftig erwartete Zunahme an Biokraftstoffen aus Reststoffen), leitet Fritsche ein „konservatives Minimum“ von 25 % des theoretischen ILUC Faktors ab.

¹⁰ Fritsche, U.: GHG Accounting for Biofuels: Considering CO₂ from Leakage; Extended and updated version, Darmstadt (Germany), May 21, 2007

¹¹ von Wijkman vom Ausschuss für Umweltfragen, Volksgesundheit und Lebensmittelsicherheit als Kompromiss auf 10 g CO₂eq/MJ abgesenkt

Tabelle 8 Herleitung des CO₂-Emissionspotenzials durch ILUC nach Fritsche
(aus Öko-Institut/IFEU 2009)

Region, Kultur vs. Landtyp	Annahmen zu C aus dLUC (nach IPCC) t CO ₂ /ha	Anbauflächen im „Weltmix“ vereinfachte Anteile	flächengewichtete anteilige THG-Emission bei LUC in t CO ₂ /ha
EU, Raps/Weizen vs. Grünland	254	20%	51
USA, Mais vs. Grünland	254	25%	64
Brasilien, Zuckerrohr vs. Savanne	491	50%	246
Indonesien, Palmöl vs. Regenwald	972	5%	49
SUMME			400
jährlich [t CO₂/ha*a]	(20 Jahre)		20

Der so erhaltene LUC-„Branchendurchschnitt“ wird auf Basis des jeweiligen Biomassehektarertrags und der jeweiligen Konversionsraten auf die verschiedenen Biokraftstoffe umgerechnet. Nebenprodukte werden dabei über die Allokationsmethodik nach dem Heizwert (gemäß der Erneuerbare-Energien-RL) berücksichtigt.

Entscheidend an diesem Vorschlag ist die Kopplung des ILUC Faktors an den spezifischen Flächenbedarf der jeweiligen Biomasse: je höher die Flächenerträge (in MJ Bioenergie), desto geringer der ILUC Faktor (bezogen auf kg CO₂-Äq./GJ Bioenergie). Da der Flächenbedarf des Bioenergieträgers über die Lebenskette alloziert wird, profitieren davon in der Tendenz Produkte mit hohen Anteilen an Nebenprodukten.

In Tabelle 9 ist eine Auswahl von ILUC Faktoren für bestimmte Produkte zusammengestellt, die sich ergeben unter Zugrundelegung der entsprechenden Flächenertragswerte.

Tabelle 9 Beispielhafte Ableitung von ILUC-Faktoren nach dem Vorschlag von Fritsche (2007, 2009) unter Einbeziehung von Flächenertragswerten und Allokationswerten nach Fehrenbach et al. (2007)

Region, Kultur vs. Landtyp	Flächenbedarf m ² / MJ Biomasse ^{a)} (Haupt- und Nebenprodukte)	Allokationsanteil für Biokraftstoff ^{a)} (Hauptprodukt)	ILUC-Wert ^{b)} in g CO ₂ /MJ
EU, Raps	200	60%	60
EU, Weizen	174	55%	48
USA, Mais	131	55%	36
Brasilien, Zuckerrohr	121	88%	53
Indonesien, Palmöl	79	48%	15
a) Werte aus nach Fehrenbach et al. (2007) – nicht identisch mit Berechnungsgrundlage von EE-RL Annex V b) verrechnet mit 5 g CO ₂ eq./ha (25% von 20 g CO ₂ eq/ha)			



Beurteilung der Modellanwendung

Wie Tabelle 9 zu erkennen ist, hat der einheitliche flächenbezogene ILUC-Wert als „Branchendurchschnitt“ unter Auslassung von regionalen Effekten zur Folge, dass Biokraftstoffen aus LUC und ILUC-Hochrisikogebieten die niedrigsten ILUC THG-Emissionen zugewiesen werden. Konkret bedeutet dies: Rapsanbau in Deutschland mit geringerem Ertrag pro Fläche führt zu höherem ILUC-Risiko als Palmölanbau in Südostasien mit deutlich räumlich engerem Zusammenhang mit Hochrisikogebieten wie dem tropischen Regenwald. Unterstellt man ein weltweit kommunizierendes System innerhalb der begrenzt zur Verfügung stehenden Anbaufläche, mag dies konsequent sein. Effektiv werden dadurch jedoch alle Systeme bevorzugt, die hohe Flächenerträge haben, auch wenn sie Systeme sind, die in ziemlich direktem Zusammenhang mit den problematischsten LUC-Effekten stehen (z.B. Palmöl in der AEZ der tropischen Regenwälder). Außerdem weisen die verschiedenen Anbauprodukte unterschiedliche Potenziale einer künftigen Ertragssteigerung auf. Eine einheitliche Beaufschlagung lässt die spezifischen Unterschiede in Bezug auf ILUC-Risiken außen vor.

Fritsche (2009) sieht daher die Notwendigkeit den aktuellen ILUC-Faktor mit Bezugnahme auf empirische Werte von Gibbs (2009) anzupassen und durch eine Art regionales „risk mapping“ zu ergänzen. Danach werden nach den Ergebnissen von allgemeinen Gleichgewichtsmodellen (siehe Abschnitt 3.1.1) solche Anbauregionen spezieller Betrachtung unterliegen, in welchen ein zusätzlicher Biomasseanbau mit besonderen ILUC-Risiken verbunden ist. Auch die Autoren dieser Studie sehen den Bedarf, den ILUC-Faktor Ansatz methodisch zu verbessern, indem regionen- und pfadspezifische Effekte berücksichtigt werden.

4.2 Bonus nach EE RL und ILUC Malus nach Turmes / Wijkman

In der EU-Diskussion um die RES-D wurde statt eines iLUC-„Aufschlags“ (risk adder) ein **Bonus** von 29 kg CO₂/GJ für Biokraftstoffe aus Anbau auf degradierten Flächen einbezogen, der sich auf das Konzept des ILUC Faktors von Fritsche (2007, 2009) bezieht. Zur Vereinfachung der Handhabung und Vereinheitlichung der Einheiten wurde dabei von dem Flächenbezug des Faktors abgewichen und ein Energiebezug gewählt.

Völlig analog verhält sich der nicht in die Richtlinie übernommene Malus entsprechend dem Vorschlag von Turmes (40 g CO₂/GJ) bzw. dem Kompromissvorschlag von Wijkman (10 g CO₂/GJ).

Der konkrete Flächenverbrauch der Bioenergieträger wird hier nicht in Betracht gezogen, ebenso wenig wie der Einfluss von Nebenprodukten.

4.3 ILUC nach Tipper

Auch Tipper et al. (2009) schlagen einen „praktischen Ansatz“ für die Umsetzung von ILUC in den politischen Prozess vor. Sie allozieren dabei auf globaler Ebene einen Teil

der aktuell messbaren Waldrodungen auf die Ausdehnung der landwirtschaftlichen Produktion (inklusive Biomasse für Energie) und leiten mittels „Black-Box-Betrachtung“ daraus einen einheitlichen ILUC-Aufschlag („penalty“) auf alle Produkte ab. Basisdaten sind die FAO Schätzungen von 7,3 Mio. ha Entwaldung pro Jahr (Zeitraum 2000 bis 2005) wobei 16 % auf agrarische Handelsprodukte zurückgehen sollen. Für diese anteilige Entwaldung errechnen Tipper et al. gemäß IPCC ein Gesamtemissionsinventar von knapp 2 Mrd. Tonnen CO₂, bezieht dies auf die Produktionszunahme agrarischer Handelsprodukte über einen Zeitraum von 25 Jahren und erhält dabei einen Wert von 286 kg CO₂ pro Tonne zusätzlicher Produktion. Tipper et al. berücksichtigen ferner die Nebenprodukte per Allokation nach Heizwert (siehe auch Abbildung 4).

Tipper et al. betonen, dass dieser Wert (bzw. die für einzelne Biokraftstoffe allozierten Werte) als Gesamt-LUC zu verstehen sind, die DLUC und ILUC subsumieren. LUC, welcher einem Sektor oder Produzenten direkt anzurechnen ist, muss daher aus dem restlichen „Pool“ herausgenommen werden. Auf diese Weise kann die Verantwortung bestimmter Sektoren direkt auf LUC-Prozesse und CO₂-Emissionen zugeordnet werden.

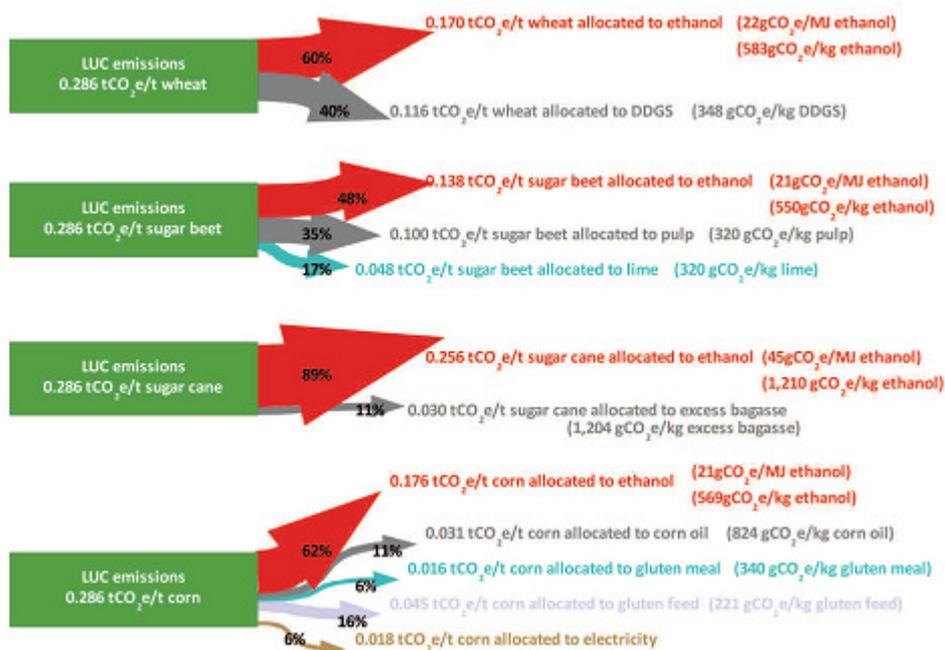


Abbildung 4 LUC-Allokation für vier Bioethanol-Produktionswege nach Tipper et al. (2009)

5 Weitere Ansätze

5.1 Spreadsheet-Modelle

Die so genannten Spreadsheet-Modelle nehmen eine mittlere Position zwischen den sehr komplexen ökonomischen bzw. makroökonomischen Modellen und den gezielt sehr vereinfachten deterministischen Ansätzen ein. Hier wird vorrangig der Vorschlag von Lywood (2009) beschrieben. Zu erwähnen sind außerdem Arbeiten der DG Agri und von Friends-of-the-Earth (FoE).

Modell von Lywood

Das Modell von Lywood (2009) beruht auf der historischen Analyse einerseits von Flächenertragszuwächsen andererseits von regionalen und kulturspezifischen Mustern der Landnutzungsänderung. Dabei wurde untersucht, welcher Anteil einer bestimmten Mehrnachfrage in der Vergangenheit je nach Biomasse durch vermehrte Landnutzung und welcher durch erhöhte Produktivität bedient wurde.

Bei dieser Analyse zeigt sich z.B. bei Weizen eine Erhöhung des Weltertrags bei gleichzeitigem Rückgang der Weltanbaufläche. Dadurch erhält Weizen im Lywood-Modell einen negativen Koeffizienten für die LUC-Berechnung: Mehr Weizenanbau führt zu weniger Flächenbedarf. Andere Produktionssysteme dagegen (Mais, Raps, Soja, Ölpalme) führen bei steigenden Welterträgen trotz steigenden spezifischen Erträgen auch zur Zunahme bei der Flächenbeanspruchung.

Das zweite wesentliche Element des Lywood-Modells ist die Berücksichtigung der Nebenprodukte mittels einer Substitutionsrechnung auf der Basis der Proteinnährwerte (Mix aus Weizen und Sojaschrot). Ähnliches erfolgt auch bei US-amerikanischen Ansätzen mit ihren makro-ökonomischen Modellen, wobei sich dort für nicht an der Erstellung beteiligte Fachleute kaum nachvollziehen lässt, welche Produktionsmuster hinter ersetzten Futtermitteln stehen. Lywood führt dies deutlich aus, vollführt eine Grenzbetrachtung, indem z.B. für in Europa erzeugtes DDGS in Südamerika produziertes Sojaschrot mit real wesentlich niedrigeren Flächenerträgen, d.h. entsprechend erheblichen LUC-Effekten, gutgeschrieben bekommt. Insofern die Nebenprodukte dermaßen gravierende (im Falle von Weizen gravierend positive) ILUC-Effekte nach sich ziehen sollten, ist ein solcher Ansatz auch zu rechtfertigen. Auch in einer Studie des IFEU (Rettenmaier et al. 2008) wurde dieser Effekt im Rahmen von Nebenproduktszenarien abgebildet.

Beurteilung der Modellanwendung

Grundsätzlich ist dabei zu bedenken, dass die Festlegung eines speziellen substituierten Produktes durch ein Nebenprodukt zwar eine gerechtfertigte Szenarienbetrachtung darstellen kann - für ein allgemeines Modell wird aber die Frage aufgeworfen, wie die Substitution genau dieses Produktes (z.B. Sojaschrot, erzeugt in frisch gerodeten Wäldern Südamerikas) als der für die Gesamtheit der erzeugten Nebenprodukte anzuwendende Fall nachzuweisen sei. Ein weiterführender Ansatz wäre folglich, über Szenariountersuchungen zu ermitteln, welchen Einfluss im Lywood-Modell andere

mögliche (denkbare) Substitutionsfolgen als die Sojasubstitution auf das Ergebnis haben.

Abbildung 5 zeigt ein Gesamtergebnis der THG-Einsparraten für eine Auswahl von Produktionssystemen inklusive der ILUC-Ergebnisse. Es ist deutlich erkennbar, dass Biokraftstoffe aus Weizen, Mais und Raps durch ILUC erheblich an THG-Emissionsminderung zulegen (wegen Soja-Substitution durch die Nebenprodukte und bei Weizen auch wegen des „negativen“ Flächenbeanspruchungsfaktors und v.a. wegen keiner direkten Waldumwandlung dieser Produkte im historischen Kontext). Dagegen bleibt Zuckerrübe durch ILUC unverändert, was verwundert, da auch bei diesem Produktionspfad als Futtermittel eingesetzte Nebenprodukte erzeugt werden. Die Bilanzen für Zuckerrohr und vor allem Ölpalme und Sojabohne durch ILUC fallen dagegen erheblich schlechter aus.

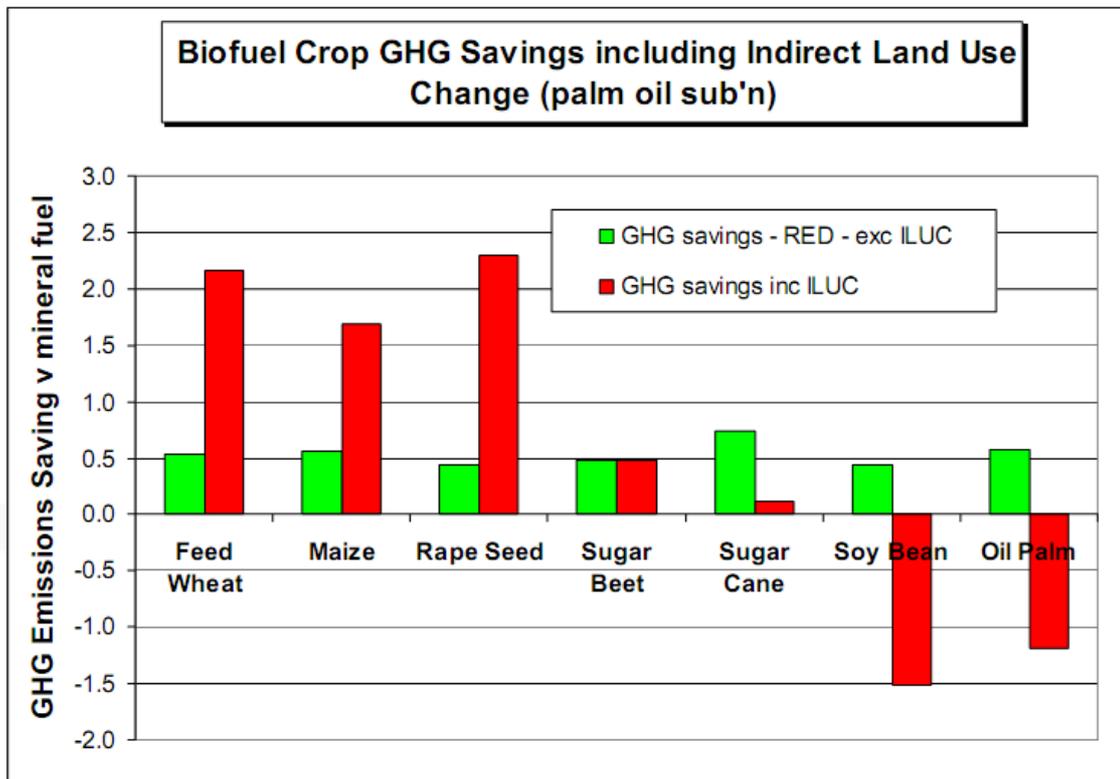


Abbildung 5 THG Emissionen einer Auswahl von Produktionswegen inklusive ILUC nach der Methode von Lywood (2009)

Bei diesem Vorschlag sind hauptsächlich zwei Detailpunkte näher zu untersuchen:

1. der historische Bezug ist durchaus sinnvoll, jedoch werden die Ertragszuwächse nur global betrachtet.
2. Eine Differenzierung in verschiedene Weltregionen kommt beim Einbezug der Nebenprodukte zum Tragen. Allerdings werden die Zusammenhänge zwischen den Landnutzungen in verschiedenen Weltregionen aufgrund des globalisierten Marktes nicht betrachtet, d.h. die internationale Verflechtung des ILUC bleibt hier unberücksichtigt.



Es bedarf jedoch immer einer Verifizierung, welche Annahmen die Realität gut abbilden. Hierzu können Vergleichsrechnungen mit verschiedenen makroökonomischen Modellen vorgenommen werden, da diese schließlich den Anspruch erheben, die „marginalen“ (Grenz-)Substitutionseffekte abbilden zu können. Bei gleicher Einstellung der relevanten Parameter sollte eine weitgehende wechselseitige Reproduzierbarkeit der LUC-Werte möglich sein. Nach Stand der Analyse ist dies mit Blick auf die Ergebnisse aus den USA und Kalifornien aktuell nicht gegeben, ohne dies allein einem der Ansätze negativ anlasten zu können, da derzeit keiner von diesen aus Sicht der Autoren ausreichend transparent ist.

5.2 Risikominimierungsmodelle

Hier ist insbesondere das Konzept der **Responsible Cultivation Area (RCA)** zu nennen (Dehue, Meyer 2009). Dies geht auf eine Initiative aus dem privaten Sektor (Shell, Neste Oil u.a.) hervor, die in Kooperation mit NGOs wie Conservation International und WWF das Beratungsunternehmen Ecofys beauftragt haben, einen Ansatz zu entwickeln, um konkrete Bioenergieproduktionsprojekte mit so geringen Risiken wie möglich im Hinblick auf ILUC durchzuführen. Als wichtige Elemente liegen dem zu Grunde:

- die Definition von Kriterien für Biomasse mit niedrigem ILUC-Risiko:
- Erkennung und Nutzung von Möglichkeiten durch Biomasseproduktion insgesamt eine Produktivitätserhöhung zu induzieren
- Schaffung von Erschließungen in Regionen ohne Infrastruktur
- Konzentration auf degradierte Flächen

Ecofys begleitet Pilotprojekte in Indonesien und Brasilien. Der Ansatz erscheint aufgrund der Industriebeteiligung durchaus Erfolg versprechend. Es ist jedoch zu beachten, dass RCA nicht als quantifizierender Ansatz für ILUC-Effekte konzipiert ist.

6 Zusammenfassung und Resümee

Die Effekte der indirekten Landnutzungsänderung werden allgemein als relevanter Aspekt bei der Bewertung von angebaute Biomasse erachtet. Diese Auffassung teilen auch die Autoren.

Mit dem Zeitplan der EU-Kommission und der Diskussion in den USA wird das Thema ILUC in naher Zukunft ein Kernthema der Nachhaltigkeitsanforderungen und Treibhausgasbilanzen für Bioenergieträger darstellen. Im starken Kontrast zu der Bedeutung insbesondere für die Implementierung des Themas in den gesetzlichen Regelungen (Erneuerbare Energie Richtlinie und nationale Umsetzungen) steht die aktuell vorliegende große Unsicherheit in Bezug auf den „richtigen Ansatz“. Die vorhandenen Ansätze wurden in dieser Arbeit kurz charakterisiert, ihre jeweiligen Stärken und Schwächen analysiert.

Vereinfacht lassen sich die verschiedenen Ansätze zur ILUC-Bestimmung wie folgt unterscheiden:

- die komplexen ökonometrischen Modelle / Modellkombinationen
- die „simplifizierten“ deterministischen Ansätze
- Ansätze, die einen Mittelweg zwischen beidem versuchen

Wie in der vorliegenden Arbeit umfangreich dargestellt wurde, liegt die Hauptproblematik der **ökonometrischen Modelle** in deren komplexen Kernwesen – ihre Rechenläufe und Ergebnisse sind aufgrund der Komplexität für nicht an der Erstellung beteiligte Fachleute kaum nachvollziehbar, was notwendigerweise eine „Modell-Gläubigkeit“ nach sich zieht. Andererseits zeigen die stark variierenden Ergebnisse zwischen den prominenten Beispielen des Renewable Fuel Standard der USA mit dem Modell-Mix FASOM / FAPRI, des Low Carbon Fuel Standard aus Kalifornien mit dem GTAP-Modell und Searchinger et al. (2008), dass eine Erhöhung der Komplexität nicht zwangsläufig zu einer größeren Genauigkeit führt, da Unterschiede in den Ergebnisse aufgrund der Vielzahl an verwendeten Parametern geradezu „vorprogrammiert“ sind. Die deutlich höheren Ergebnisse von Searchinger resultieren z. B. in erster Linie daraus, dass seine Berechnungen zukünftig erwartete Ertragssteigerungen außer Acht lassen. Ob und ggf. in welchem Maße die Erträge künftig steigen werden, hängt stark von der betrachteten Kultur und der jeweiligen agroökologischen Zone (AEZ) ab.

Die Nutzung solcher Modelle ist jedoch zum Erkenntnisgewinn über Marktreaktionen, über Zusammenhänge, Sensitivitäten und Größenordnungen von Effekten extrem wertvoll. Es sei hier allerdings in Frage gestellt, ein solches Modell im Rahmen einer Rechtssetzung zu implementieren, so lange die Fachwelt sich nicht über das „richtige“ Modell einig ist. So ist beispielsweise die Bandbreite der Ergebnisse zwischen 30 und 104 g CO_{2e}/MJ Mais-Ethanol (siehe Tabelle 10) für den Anspruch wissenschaftlicher Genauigkeit nicht akzeptabel.

So breit die Ergebnisse der ökonometrischen Modelle auch streuen, sie geben zumindest eine Orientierung über die mögliche Größenordnung und lassen für die berechneten Fälle aus den USA und Kalifornien ILUC-Werte erkennen, die durchweg größer Null ausfallen. Dies jedoch als „gesetzmäßig“ beurteilen zu können, scheitert derzeit an der trotz umfänglicher Dokumentation fehlenden Nachvollziehbarkeit der Berechnungen und an dem noch erheblichen Diskussions- und Klärungsbedarf bezüglich der Festlegung der Prämissen oder der Eingabeparameter.



Deterministische Ansätze dagegen sind geeignet, anhand sehr stark vereinfachter Berechnungen auch sehr einfach nachvollziehbare Werte zu erzeugen. Sie bilden in gewisser Weise das Gegenstück zu den makroökonomischen Modellen bzw. Modell-Kombinationen, was die Komplexität betrifft. Da hier anstelle der Sensitivität der komplexen Modelle grobe Festlegungen getroffen werden, werden solche Ansätze als deterministisch bezeichnet.

Zu nennen ist hier insbesondere der von Fritsche (2007) erarbeitete „risk adder“, der inzwischen zum **ILUC-Faktor** weiterentwickelt wurde (Fritsche 2009). Hierbei wird davon ausgegangen, dass eine zusätzliche Biomasseproduktion per Definition (deterministisch) zusätzliche Flächeninanspruchnahme nach sich zieht. Diese wird anhand einfacher Daten grob abschätzt und der Biomasseproduktion zurechnet. Bei der Zurechnung werden dämpfende Effekte wie z.B. künftige Ertragssteigerungen, Nutzung von Stilllegungsflächen, Übergang zu Reststoffnutzung und anderen LUC-mindernden Faktoren einbezogen. Der ILUC-Faktor stellt somit ein „Branchendurchschnitt“ dar, bezogen auf den jeweiligen Biomassehektarertrag. Er lässt die damit regionale Effekte außen vor. Damit kommt es zu dem Effekt, dass Biokraftstoffen aus LUC und ILUC-Hochrisikogebieten die niedrigsten ILUC THG-Emissionen zugewiesen werden.

Eine Weiterentwicklung des ILUC-Faktors anhand von empirischen Werten und eine Einbeziehung von regionalen Risikoaspekten ist seitens Fritsche (2009) in Planung.

Eine Kombination aus makro-ökonomischer Modell-Erkenntnis und deren Einbau in einen einfacheren, deterministischen Ansatz könnte der „Königsweg“ sein. Mit **Spreadsheet-Modellen** haben verschiedene Autoren schon in diese Richtung vorgearbeitet. Zu nennen wäre hier insbesondere das von Lywood entwickelte Modell (2008, 2009). Dabei wird zunächst (aufgrund historischer Daten) untersucht, welcher Anteil einer bestimmten Mehrnachfrage je Biomasse durch vermehrte Landnutzung und welcher durch erhöhte Produktivität bedient wird. Nach Einrechnung der Nebenprodukte ergibt sich daraus ein Netto-Landnutzungseffekt. Für die Nebenprodukte wird untersucht, welche intra- und interregionalen Substitutionseffekte sich ergeben und welche Arten von Landflächen in den jeweiligen Regionen zu Ackerflächen umgewidmet werden (ebenfalls aufgrund historischer Daten). Daraus wiederum ergibt sich der CO₂-Ausstoß der neuen Flächen, welcher in einen jährlichen ILUC-Faktor umgerechnet wird. Dieser Ansatz ist somit biomasse- und regionenspezifisch.

Als nachteilig wird hier bewertet, dass die Zusammenhänge zwischen den Landnutzungen in verschiedenen Weltregionen nur im Hinblick auf die Nebenprodukte betrachtet werden. Die Flächeninanspruchnahme der Biomasseproduktion bleibt in regionalen Bezugsräumen, die internationale Verflechtung des ILUC bleibt hier unberücksichtigt.

Diese sehr wesentlichen Unterschiede zwischen den beschriebenen Ansätzen führen somit auch zu z.T. sehr großen Unterschieden zwischen den Ergebniswerten. Tabelle 10 fasst die wichtigsten Aspekte der Modelle zusammen und führt ILUC-Beispielwerte für Ethanol aus Mais auf. Die Bandbreite reicht von +104 g CO₂-Äq./MJ (Searchinger) bis -92 g CO₂-Äq./MJ (Lywood). Ganz grob lassen sich die Kernunterschiede zwischen den beiden Werten wie folgt begründen: Während Ersterer künftige Ertragszuwächse nicht einbezieht, für Nebenprodukte einen mittleren Mix analoger Produkte gutschreibt

und für die Landnutzungsänderung Wald und Savanne zu Grunde legt, bezieht Letzterer den historischen Trend erheblicher Ertragssteigerungen ein, gibt für die Nebenprodukte erhebliche Gutschriften und nimmt für die Landnutzungsänderung Grünland.

Tabelle 10 Gesamtschau der wesentlichen Modelle und Ansätze

	Komplexität	Transparenz	Unsicherheit	Nebenproduktberücksichtigung	Werte für Mais EtOH (g CO ₂ /MJ)
Ökonometrische Modelle					
GTAP (LCFS - Cal)	sehr hoch	nur für mit dem Modell	sehr hohe Anzahl an Eingabedaten führt zu erheblicher Streuung	im Gesamtmodell integriert	30
FASOM/FAPRI (U.S.EPA, RFS)	sehr hoch	vertrauten Experten		im Gesamtmodell integriert	50 – 65
Searchinger (FAPRI)	hoch	ansatzweise gegeben		integriert	104
Deterministische Ansätze					
ILUC-Faktor (Fritsche)	gering	hoch, da einfacher Ansatz.	einfacher Schätzwert, "Richtigkeit" per Konvention	per Allokation flächensensitiv	36
Bonus / Malus (EE-RL, EP)	gering			Allokation nicht flächensensitiv	-29 / 40 bzw. 10
ILUC (Tipper)	mäßig	relativ hoch	Konvention	per Allokation	22 (Weizen)
Spreadsheet Modelle					
Lywood	mittel	Im Prinzip hoch, aber Rechenwege und Basisdaten bisher nicht veröffentlicht	Grundprämissen: historischer Trend und Nebenproduktsubstitution determinieren das Ergebnis	Nebenprodukte entscheiden massiv über die Gesamtergebnisse	- 92 (?) Wert aus Grafik mit %-Einsparung abgelesen

Die vorgestellten Ansätze lassen jeweils für sich keine abschließende Bewertung des komplexen Themas zu. Die hohe Streuung der Ergebnisse weist darauf hin, dass ein erhebliches Defizit in der Eingrenzung der quantitativen Höhe des Effektes vorliegt. In jedem Fall führen die Resultate unabhängig vom Ansatz zu signifikanten Effekten in den Gesamtbilanzen der Bioenergieträger. Dies hat erhebliche Konsequenzen im Hinblick auf die Erfüllbarkeit der erforderlichen Emissionseinsparungen.

Die Diskussion über den „richtigen“ Ansatz oder das „richtige“ Modell wird daher fortzusetzen sein. Die Autoren sehen die Notwendigkeit, ILUC adäquat als Folge zusätzlicher Flächeninanspruchnahme für Biomasseanbau für Energiezwecke, die Produktion von Nahrungsmitteln und die stoffliche Biomassenutzung einzubeziehen. Ob einer der voran genannten Ansätze sich als akzeptabler Standard durchsetzen wird, muss derzeit als offen bewertet werden. Komplexe Modelle sind mit Sicherheit dringend notwendig, um die von den Marktreaktionen abhängigen indirekten Wirkungen zusätzlicher Biomasseproduktion zu erforschen und Zusammenhänge erkennbar zu machen.



Für die Umsetzung in gesetzliche Normen werden jedoch eine hohe Transparenz und eine Nachvollziehbarkeit der Ergebnisse auch für Nicht-Experten unabdingbar sein. Tatsächlich findet derzeit eine Aufholjagd der Wissenschaft gegenüber der Politik und deren Zielvorgaben statt. Ziel sollte es sein, ein Stadium zu erreichen, in welchem mit den unterschiedlichen Modellen und Ansätzen eng beieinander liegende Ergebnisse für ILUC reproduziert werden können, weil die Faktoren für die Abweichungen erkannt sind.

Unabhängig davon, mit welcher Methode ein rechnerischer ILUC-Wert ermittelt wird, ist in der Fachwelt klar, dass dieser immer nur eine – jedoch akzeptable - Hilfskonstruktion sein kann. In der Realität sind so genannte „indirekte Effekte“ der Biomasseproduktion durch andere Sektoren (wie z.B. die Nahrungsmittel- oder Faserproduktion) verursachte direkte Effekte. Die in der Theorie anzustrebende Ideallösung eines alle Sektoren umfassenden einheitlichen Modells zur gesamtheitlichen Regelung von Landnutzungsänderungen bzw. daraus entstehender Treibhausgasemissionen scheint in der Praxis allerdings höchstens mittel- bis langfristig realistisch, so dass diese Ausdehnung der Dimension aktuell mehr ein theoretischer Gedanke ist.

7 Literatur

- Babcock, B. A.: Overview of the FAPRI modelling system; Vortrag am RSB LUC Workshop Sao Paulo, 20. 21. November 2008
- Banse, M., Eickhout, B.: From production to land use change: Combining economic and land use models; JRC/EEA/OECD expert consultation on 'Review and inter-comparison of modeling land use change effects of bioenergy', Paris, 29-30 January 2009
- Bouët, A.: The Expected Benefits of Trade Liberalization for World Income and Development ; Opening the "Black Box" of Global Trade Modeling; Food Policy Review 8; Washington DC, 2008
- Dale, V., Efroymson, R., Kine, K., Goss Eng, A., Haq, Z.: Land-Use Change and Bioenergy: Report from the 2009 Workshop by ORNL and DOE; Vonore, Tennessee; Mai 2009
- Deurwaarder, E.: Fuels in the EU's new RED: questions for researchers, DfT-Defra international expert workshop on biofuels research, London; Feb 2009
- Dehue, B., Meyer, S.: Responsible Cultivation Areas; Practical definition and methodology to identify areas for responsible energy crop cultivation; im Auftrag von Shell Global Solutions und Neste Oil; Utrecht 2009
- EEA (European Environment Agency): Modelling environmental change in Europe: towards a model inventory (SEIS/Forward); Copenhagen, 2008
- Eickhout, B.: Monitoring macro-impacts of bioenergy; PBL publication number 500143002/2008
- FOE - Developing a spreadsheet model for the calculation of emissions from ILUC as a result of biofuel production – explanatory note, prepared for FOE, April 2009
- Fehrenbach, H. et al.: Greenhouse Gas Balances for the German Biofuels Quota Legislation, Methodological Guidance and Default Values; im Auftrag des UBA und des BMU; Heidelberg 2007
- Fritsche, U.: GHG Accounting for Biofuels: Considering CO₂ from Leakage; Extended and updated version, Darmstadt (Germany), May 21, 2007
- Fritsche, U. et al: The ILUC factor as a means to hedge risks of GHG emissions from ILUC associated with bioenergy feedstock provision, Oeko Institute, 2008
- Fritsche, U.: Accounting for GHG Emissions from Indirect Land Use Change: The iLUC Factor Approach; IEA Bioenergy Task 38 Workshop "Land Use Changes due to Bioenergy - Quantifying and Managing Climate Change and Other Environmental Impacts", Helsinki, 30.-31. März 2009
- Gibbs, H.: Mapping Land Sources for New Biofuel Croplands; AAAS Annual Meeting, 2009



- Hayes, D.J. et al: Biofuels: Potential Production Capacity, Effects on Grain and Live-stock Sectors, and Implications for Food Prices and Consumers; Working Paper 09-WP 487; Ames 2009; <http://www.card.iastate.edu/publications/DBS/PDFFiles/09wp487.pdf>
- ICF International: Life Cycle Greenhouse Gas Emissions due to Increased Biofuel Production, Model Linkage; Peer Review Report, 2009
- JRC IPTS (Joint Research Centre – Institute for Prospective Technological Studies): Modelling of Energy Crops in Agricultural Sector Models – A Review of Existing Methodologies; Sevilla, 2008.
- Kim, H., Kim, S., Dale, B. E.: Biofuels, Land Use Change, and Greenhouse Gas Emissions: Some Unexplored Variables; Environ. Sci. Technol., 2009, 43 (3), 961-967 • DOI: 10.1021/es802681k • Publication Date (Web): 06 January 2009
- Laughlin, K.: GHG Lifecycle Analysis and Land Use Change EPA Renewable Fuel Standard; GBEP-Workshop on indirect land use change; New York, 15. Mai 2009
- LCFS - Low Carbon Fuel Standard: Proposed regulation to implement the low carbon fuel standard, California Air Resources Board (CARB) 5 Mar 2009
- Lywood, W.: Evidence provided by Ensus Ltd to the RFA study on the indirect effects of biofuels, Ensus Ltd, Apr 2008, UK RFA, www.renewablefuelsagency.org, Methodology for evaluation of indirect land use change from biofuel crops and estimate of GHG emissions
- Lywood, W.: Indirect LUC modelling; JRC/EEA/OECD Workshop, Paris 2009; http://re.jrc.ec.europa.eu/biof/pdf/iluc_bioenergy_policies_paris/ensus_iluc_modelling.pdf
- O'Hare, M.: GTAP, Land Use Change, Uncertainty and time, M, JRC/EEA/OECD Workshop, Paris 2009 http://re.jrc.ec.europa.eu/biof/html/iluc_bioenergy_policies_paris.htm
- Öko-Institut/IFEU: Nachhaltige Bioenergie: Stand und Ausblick des laufenden F+E Vorhabens: Entwicklung von Strategien und Nachhaltigkeitsstandards zur Zertifizierung von Biomasse für den internationalen Handel; im Auftrag des Umweltbundesamts; FKZ 3707 93 100; Darmstadt, Heidelberg 2009
- Plevin, R.: Analysis of GHG Emissions from Indirect Land Use Change; Life Cycle Assessment VIII Seattle, WA September 30, 2008
- Rettenmaier, N., Reinhardt, G., Gärtner, S., Münch, J.: Bioenergy from grain and sugar beet: Energy and greenhouse gas balances; IFEU study commissioned by the Verband Landwirtschaftliche Biokraftstoffe LAB (heute: BDB^e); 2008
- Searchinger, T. et al.: Use of U.S. Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases Through Emissions from Land-Use Change: Science, 2008, Vol. 319. 5867, pp.1238-1240, 10.1126/science.1151861.



- Solberg, B. et al.: Bioenergy and biomass trade: Evaluation of models' suitability for analysing international trade of biomass and bioenergy products; Aas, Utrecht 2007
- Tipper, R. et al.: A practical approach for policies to address GHG emissions from ILUC associated with biofuels, Arbeit für Ecometrica für Greenenergy, Technical Paper - TP-080212-A; Jan 2009
- Tokgoz S., et al., "Emerging biofuels outlook of effects on U.S. grain, oilseed and livestock markets" (Staff Report 0-7-SR 101, Center for Agricultural and Rural Development, Iowa State University, Ames, IA 2007)
- UNICA: Comments on California's Low Carbon Fuel Standard; Brief an CARB vom 16.April 2009
- U.S.EPA: Draft Regulatory Impact Analysis: Changes to Renewable Fuel Standard Program; EPA-420-D-09-001; May 2009
<http://www.epa.gov/OMS/renewablefuels/420d09001.pdf>
- Valin, V.: Modelling biofuels policies and their land use implications, , Joint research with IFPRI, JRC/EEA/OECD Workshop
http://re.jrc.ec.europa.eu/biof/html/iluc_bioenergy_policies_paris.htm