

INDIREKTE LANDNUTZUNGSÄNDERUNGEN IN ÖKOBILANZEN – WISSENSCHAFTLICHE BELASTBARKEIT UND ÜBEREINSTIMMUNG MIT INTERNATIONALEN STANDARDS

PROF. DR. MATTHIAS FINKBEINER



Zukunft tanken.

OVID

VERBAND DER ÖLSAATEN-
VERARBEITENDEN INDUSTRIE
IN DEUTSCHLAND

29. März 2013



INDIREKTE LANDNUTZUNGSÄNDERUNGEN IN ÖKOBILANZEN – WISSENSCHAFTLICHE BELASTBARKEIT UND ÜBEREINSTIMMUNG MIT INTERNATIONALEN STANDARDS

PROF. DR. MATTHIAS FINKBEINER
Technische Universität Berlin
Lehrstuhl im Fachgebiet Sustainable Engineering
am Institut für technischen Umweltschutz
Abteilung für Umwelttechnologie

Der Autor war kein offizieller Repräsentant dieser Organisation,
sondern handelte als unabhängiger Experte.

VDB

Verband der Deutschen Biokraftstoffindustrie e. V.
Am Weidendamm 1A
D-10117 Berlin
www.biokraftstoffverband.de

OVID

Verband der ölsaatenverarbeitenden Industrie
in Deutschland e.V.
Am Weidendamm 1A
D - 10117 Berlin
www.ovid-verband.de



Zukunft tanken.



VERBAND DER ÖLSAATEN-
VERARBEITENDEN INDUSTRIE
IN DEUTSCHLAND



	Abbildungen	7
	Tabellen	7
	Abkürzungen	8
	Zusammenfassung	9
1	Vorwort	13
	1.1. Hintergrund	14
	1.2. Ziel der Studie und zu untersuchende Fragen	15
	1.3. Untersuchungsansatz und wissenschaftliche Validierung durch unabhängige Dritte	16
2	Konzepte und Ansätze für die Integration von iLUC in die Ökobilanz	17
	2.1. Relevanz	17
	2.2. Begriffe	19
	2.3. Die iLUC-Quantifizierungsansätze im Überblick ²	21
	2.3.1. Ökonomische Modelle	21
	2.3.2. Deterministische Modelle	23
	2.4. Vergleich und Analyse der iLUC-Ansätze ⁹	25
	2.5. Gegenwärtige Streubreite bei iLUC-Faktoren und Unsicherheiten	30
3	Bestimmungen in internationalen Ökobilanz- und CF-Normen	35
	3.1. ISO 14040 und ISO 14044	35
	3.2. EC Product Environmental Footprint (PEF) Guide	39
	3.3. ILCD Handbook	39
	3.4. Umweltfußabdruck nach französischer Definition (BPX 30-323)	40
	3.5. ISO DIS 14067	40
	3.6. PAS 2050:2011	41
	3.7. Japanische und koreanische Carbon-Footprint-Richtlinien	41
4	Analyse der wissenschaftlichen Belastbarkeit und Konsistenz	42
	4.1. Übereinstimmung mit Normenvorgaben und Richtlinien	42
	4.2. Wissenschaftliche Belastbarkeit und Konsistenz der Methoden	44
	4.3. Wissenschaftliche Belastbarkeit und Konsistenz der Daten	50
	4.4. Wissenschaftliche Belastbarkeit der Ergebnisse	51
5	Fazit und Ausblick	55
	5.1. Zusammenfassung der Ergebnisse	55
	5.2. Ausblick	57
6	Literaturangaben	59
7	Third party review statement	66

Abbildungen

<i>Abbildung 1: Ursachen für die globalen LUC-bezogenen THG-Emissionen, aus Fritsche & Wiegmann (2011)</i>	18
<i>Abbildung 2: Entwicklung der Netto-Landnutzungs-Emissionen, aus Mathews & Tan (2009)</i>	19
<i>Abbildung 3: Näherungsweise Angabe der THG bei angenommenen 40 tC/ha über 20 Jahre, aus Edwards et al. (2010)</i>	32
<i>Abbildung 4: Entwicklung der iLUC-Faktoren (ökonomische Modelle) für Ethanol, Daten aus Wicke et al. (2012)</i>	33
<i>Abbildung 5: Möglichkeiten für die ‚Inter-crop Allocation‘ und zugehörige Modellierungsergebnisse</i>	37
<i>Abbildung 6: Beispiel für die Aufteilung auf vertriebene und auslösende Kultur, aus Dunkelberg (2013)</i>	47
<i>Abbildung 7: Carbon Footprint verschiedener Lebensmittel, entnommen aus Hamerschlag (2011)</i>	52
<i>Abbildung 8: Streubreite bei iLUC-Faktoren für Kraftstoffe in Relation zu Lebensmitteln</i>	52
<i>Abbildung 9: Streubreite bei iLUC-Faktoren für Kraftstoffe in Relation zu 100 verschiedenen Chemikalien/Stoffen</i>	53

Tabellen

<i>Tabelle 1: Analyse und Vergleich verschiedener iLUC-Quantifizierungsansätze</i>	27 + 28
<i>Tabelle 2: Überblick über die iLUC-Vorgaben in Normen und Richtlinien (nur expliziter Inhalt)</i>	43
<i>Tabelle 3: Überblick über die iLUC-Vorgaben in Normen und Richtlinien (inkl. der impliziten Aussagen)</i>	43

Abkürzungen

AGLINK	Worldwide Agribusiness Linkage Program
CAP	Common Agricultural Policy (Gemeinsame Agrarpolitik)
CAPRI	Common Agricultural Policy Regionalised Impact Modelling System
CF	Carbon Footprint
CFP	Carbon Footprint of Products
CGE	computable general equilibrium models (allgemeine Gleichgewichtsmodelle)
dLUC	direct land use change (direkte Landnutzungsänderung)
EC	Europäische Kommission
EU	Europäische Union
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
FAPRI	Food and Agricultural Policy Research Institute
g	Gramm
THG	Treibhausgas(e)
GTAP	Global Trade Analysis Project
ha	Hektar
IFPRI	International Food Policy Research Institute
ILCD	International Life Cycle Data System
iLUC	indirect land use change (indirekte Landnutzungsänderung)
IMPACT	International Model for Policy Analysis of Agricultural Commodities
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
ISO	International Organization for Standardization
JRC	Joint Research Center(s) of the EU
LCA	Life Cycle Assessment (Ökobilanzierung / Lebenszyklusbetrachtung)
LEITAP	Landbouw Economisch Instituut Trade Analysis Project
LUC	land use change (Landnutzungsänderung)
MJ	Megajoule
n.z.	nicht zutreffend
PAS	Publicly Available Specification
PE	partial equilibrium models (partielle Gleichgewichtsmodelle)
RED	EU Renewable Energy Directive (Erneuerbare-Energien-Richtlinie) der EU
SETAC	Society of Environmental Toxicology and Chemistry
Tg	Teragramm
UNEP	Umweltprogramm der Vereinten Nationen
WTO	World Trade Organization (Welthandelsorganisation)
a	Jahr

Zusammenfassung

Die ‚Tank-oder-Teller‘-Debatte und die Diskussion über die Treibhausgasbilanzen von Biokraftstoffen führten zur Entwicklung des Konzepts der indirekten Landnutzungsänderung (indirect land use change; iLUC) sowie der Forderung, solche iLUC-Faktoren bei der ökologischen Bewertung von Biokraftstoffen zu berücksichtigen.

Während die iLUC-Forschung noch in den Kinderschuhen steckt, hat die Ökobilanzierung bereits eine jahrzehntelange Entwicklung hinter sich und wird inzwischen weltweit von allen gesellschaftlichen Anspruchsgruppen als „...beste verfügbare Methode für die Beurteilung der potentiellen Umweltauswirkungen von Produkten (EU 2003)“ akzeptiert. Der Stand der Technik der Ökobilanz ist in den internationalen Normen ISO 14040/44 definiert.

Den Kern der vorliegenden Studie bildet die Frage, ob und wie das iLUC-Konzept wissenschaftlich belastbar und konsistent in die Ökobilanz bzw. Carbon Footprints (CF) von Biokraftstoffen integriert werden kann. Die gegenwärtigen Publikationen zum Thema lassen den Trend zur Forderung nach Integration von iLUC-Faktoren in Ökobilanzen und CF-Analysen – und daran anschließend in entsprechende Gesetze – erkennen. Die vorliegende Studie analysiert, ob dies aus der nüchternen, kritischen und neutralen Sicht der Wissenschaft gerechtfertigt ist.

Die Studie legt dar, dass es für die wissenschaftlich belastbare und konsistente Einbeziehung von iLUC-Faktoren in Ökobilanzen und CF-Analysen kaum faktengestützte Argumente gibt: Dies leitet sich aus folgenden Ergebnissen ab:

- I. Indirekte Landnutzungsänderungen lassen sich weder beobachten noch messen.
- II. Die iLUC-Quantifizierung stützt sich auf theoretische Modelle, die ihrerseits vorrangig auf hypothetischen Annahmen und Marktprognosen basieren.
- III. Die ökonomischen LUC-Modelle ermöglichen keine Differenzierung zwischen direkten (dLUC) und indirekten Landnutzungsänderungen. iLUC ohne dLUC gibt es nicht. Würde für jedes Produkt auf der Welt der entsprechende dLUC veranschlagt, gäbe es kein iLUC – außer es käme zu einer doppelten Anrechnung.
- IV. Die iLUC-Ansätze sind methodisch nicht ausreichend durchdacht. Sie weisen eine Reihe von Unzulänglichkeiten auf. So wird unter anderem nicht die Frage beantwortet, wie die durch eine Landnutzungsänderung einer bestimmten Fläche hervorgerufenen Treibhausgasemissionen sinnvoll aufgeteilt werden. Eine solche Aufteilung wäre zwischen der auslösenden Kultur und der „vertriebenen“ Kultur („inter-crop-allocation“) erforderlich, um eine Doppelzählung bzw. ungewollte Trittbrettfahrer-Anreize auszuschließen.
- V. Für iLUC-Berechnungen liegen im Grunde keine Primärdaten vor; eine Aufschlüsselung nach einzelnen Kulturarten oder Regionen gibt es kaum. Die Qualität der Daten, die den iLUC-Faktoren zugrunde liegen, ist deutlich schlechter als die der Daten, die ansonsten für Ökobilanzen und CF-Analysen genutzt werden.

- VI. Die Wissenschaft ist sich uneingeschränkt einig, dass iLUC-Faktoren hochgradig unsicher sind. Um diese gewaltige Unsicherheit zu beschreiben, werden Begriffe wie „erheblich“ (Laborde et al. 2011) oder „immens“ (Edwards et al. 2010) verwendet.
- VII. Die Bandbreite der iLUC-Werte, wie sie sich in der Literatur finden lassen, variiert enorm:
 - a. bei Bioethanol von negativen Werten (z.B. –116 gCO₂e/MJ (Dunkelberg 2013) bzw. –85 gCO₂e/MJ (Lywood et al. 2009)) bis zu 350 gCO₂e/MJ (Plevin et al. 2010)
 - b. bei Biodiesel von 1 gCO₂e/MJ nach Tipper et al. (2009) bis zu 1434 gCO₂e/MJ als Obergrenze bei Lapola et al. (2010)

Diese Schwankungsbreite bedeutet, dass allein die iLUC-Faktoren 200 % unter oder 1700 % über dem Wert für fossile Kraftstoffe liegen können. Die Unsicherheiten der iLUC-Faktoren übersteigen sogar die Unterschiede der Ökobilanzergebnisse sämtlicher Lebensmittel. Das heißt, der Unterschied zwischen den Treibhausgasemissionen von Linsen über Tomaten und Käse bis hin zu Fleisch vom Huhn, Rind und Lamm ist kleiner als die Bandbreite der iLUC-Faktoren von ein und demselben Biokraftstoff.

- VIII. Als Ursache dafür sind nicht statistische, sondern vielmehr systematische Fehler zu sehen. Dadurch ist es gegenwärtig nicht möglich zu ermitteln, welcher der veröffentlichten iLUC-Faktoren zutreffender ist. Aber es geht nicht nur um die schiere Bandbreite der Werte. Bisher ist noch nicht einmal klar, ob der iLUC-Effekt verschiedener Biokraftstoffe positiv oder negativ ist.
- IX. Die veröffentlichten iLUC-Faktoren zeigen einen Trend zu kleineren Werten. So wurde der LUC-Effekt für Ethanol aus Mais aus den USA anfänglich mit 104 gCO₂e/MJ angegeben. Im Zuge der Weiterentwicklung des genutzten Rechenmodells sank dieser Wert beträchtlich – zunächst auf 32 gCO₂e/MJ (was dem im kalifornischen Low Carbon Fuel Standard verwendeten Wert entspricht) und vor kurzem sogar auf 15 gCO₂e/MJ. Würde man im kalifornischen Low Carbon Fuel Standard den aktuellen iLUC-Faktor ansetzen, würde der Großteil der Ethanol-Produktion auf Maisbasis die bis 2020 geforderte Emissionsminderung von 10 % gegenüber fossilen Kraftstoffen erfüllen. Setzt man den gegenwärtigen Faktor von 32 gCO₂e/MJ (Wicke et al. 2012) an, ist dies nicht der Fall.
- X. Die mangelnde wissenschaftliche Belastbarkeit und Konsistenz der iLUC-Modelle und ihrer Daten machen die Angabe einzelner, konkreter Werte für iLUC-Faktoren unseriös. Solche Einzelwerte sind Hausnummern ohne Aussagekraft.
 - a. Der gegenwärtige Informationsgehalt, die Zuverlässigkeit und die Integrität genauer iLUC-Faktoren erfüllen nicht den Qualitätsanspruch belastbarer wissenschaftlicher Erkenntnisse.
 - b. Jeder exakt ausgewiesene iLUC-Wert spiegelt bislang eher die Herangehensweise und das Rechenmodell des jeweiligen Autors wider, als eine verlässliche Aussage über die untersuchte landwirtschaftliche Kultur oder den Biokraftstoff zu treffen.

¹ISO standards on life cycle assessment (ISO 14040, ISO 14044), EC Product Environmental Footprint Guide, ILCD Handbook, French Labelling Scheme, ISO draft standard on carbon footprinting (ISO DIS 14067), GHG Protocol Product Standard, PAS 2050, Japanese CF Specification, Korean CF Labelling Guideline

- c. Die Qualität von iLUC-Faktoren liegt deutlich unter der Qualität der Material- und Energieflussdaten, wie sie üblicherweise für die prozessbasierte Ökobilanz („attributional LCA“) verwendet werden. Es ergibt deshalb keinen Sinn, diese Daten zu einem gemeinsamen Indikator zusammenzuzählen.
- XI. Dass es iLUC an wissenschaftlicher Belastbarkeit und Konsistenz mangelt, zeigt sich deutlich in den geltenden internationalen Normen für Ökobilanzen und CF.
- a. Keine der untersuchten allgemeingültigen Ökobilanz- bzw. CF-Normen und -Richtlinien¹ schreibt die Berücksichtigung von iLUC-Faktoren zwingend vor.
 - b. Selbst die Absicht, zukünftig iLUC-Faktoren zu berücksichtigen, wird nur in wenigen Dokumenten erklärt und zudem strikt an die Bedingung geknüpft, dass dies ein wissenschaftlich belastbares und international vereinbartes Verfahren voraussetzt.
 - c. Selbst wenn diese Bedingung in Zukunft erfüllt sein sollte, sehen diese Normen dennoch vor, dass iLUC aufgrund der unterschiedlichen Datenqualität gesondert vom Ergebnis der Ökobilanz oder CF-Analyse zu dokumentieren ist (ISO 14067 2012, GHG 2011).
 - d. Einige Normen liefern klare Anhaltspunkte für die eingeschränkte Nutzbarkeit von iLUC-Faktoren (ausschließlich für eine bestimmte Sonderform der Ökobilanz, die sogenannte „consequential LCA“) bzw. die umfassende Nutzung von iLUC-Faktoren (für alle Produkte) oder sogar indirekter Effekte im Allgemeinen (über die indirekten Effekte der Landnutzung hinaus).
- XII. iLUC-Faktoren stellen eine vorschnelle Reaktion der Methodenentwicklung dar, die keine faktenbasierte Entscheidungsunterstützung leisten kann.
- a. Die isolierte Anwendung von iLUC auf Biokraftstoffe ist wissenschaftlich nicht konsistent. Als belastbares und in sich schlüssiges Konzept müsste iLUC auf alle Produkte und nicht nur auf eines angewendet werden – „iLUC für alle oder iLUC für keinen“ (Laborde 2011).
 - b. Für einen fairen Vergleich von Biokraftstoffen mit fossilen Kraftstoffen müssen für beide dieselben Regeln gelten. Wenn für Biokraftstoffe indirekte Effekte berücksichtigt werden, müssen auch die indirekten Effekte fossiler Kraftstoffe in die Betrachtung einbezogen werden. So liegen beispielsweise die durch den militärischen Schutz der Erdölvorkommen im Nahen Osten entstehenden indirekten Treibhausgasemissionen etwa im Bereich der iLUC-Faktoren von Bioethanol. Damit erhöht sich die Treibhausgasintensität mineralölbasierter Kraftstoffe aus dieser Region um etwa das Doppelte (Liska & Perrin 2009).
 - c. Eine wissenschaftlich fundierte Beurteilung der indirekten Effekte darf nicht auf die willkürlich gewählte Frage der Landnutzung beschränkt werden. Vollständige methodische Konsistenz setzt die „komplette Berücksichtigung sämtlicher indirekter Effekte“ voraus. Eine willkürliche Auswahl einzelner indirekter Effekte beruht auf subjektiven Werthaltungen und ist nicht wissenschaftlich begründet.

¹ISO-Normen zur Ökobilanzierung (ISO 14040, ISO 14044), EC Product Environmental Footprint Guide (PEF), ILCD Handbook, französische Kennzeichnungsrichtlinien, ISO-Normentwurf zur quantitativen Bestimmung des Carbon Footprint von Produkten (ISO DIS 14067), GHG Protocol Product Standard, PAS 2050, japanische CF-Spezifikation, koreanische CF-Kennzeichnungsrichtlinie

Diese Fakten müssen berücksichtigt werden, bevor iLUC-Faktoren in Ökobilanzen oder Treibhausgasbilanzen (Carbon Footprints) einbezogen oder gar für reale Entscheidungsprozesse verwendet werden. Entscheidungsträger im privaten und öffentlichen Sektor sollten sich des Nutzens und der Vorteile der Methode der Ökobilanz bewusst sein. Für einen belastbaren, nachhaltigen und glaubwürdigen Einsatz von Ökobilanzen gilt es jedoch auch, eine Überinterpretation ihrer Ergebnisse unter Vernachlässigung von Lücken und Grenzen zu vermeiden. In der ISO 14040/44 wird deutlich herausgestellt, dass eine Ökobilanz keine vollständige Analyse aller umweltbezogenen Aspekte des untersuchten Produktsystems darstellt. Eine Ökobilanz verfehlt nicht etwa dann ihr Ziel, wenn sie indirekte Effekte wie iLUC nicht zu erfassen vermag – sofern diese Einschränkung transparent dokumentiert wird. Die Ökobilanz wird fehlerbehaftet und beschädigt ihre Glaubwürdigkeit, Integrität und Zuverlässigkeit, wenn sie vorgibt, dies dadurch leisten zu können, indem spekulative iLUC-Faktoren von schlechter Qualität zu den ansonsten belastbaren Ökobilanz-Ergebnissen einfach dazugezählt werden. Aufgrund der Verschiedenartigkeit von iLUC einerseits und den im Rahmen der Ökobilanz analysierten Material- und Energieflüssen sollte iLUC getrennt von der Ökobilanz betrachtet werden – zumindest für einige Zeit.

Die Prioritäten und der Mitteleinsatz für indirekte Landnutzungsänderungen sollten viel stärker auf proaktive, reale Maßnahmen zur Abmilderung des Problems ausgerichtet werden, anstatt sich reaktiver iLUC-Faktoren zu bedienen. Ökobilanzen unterstützen die Umweltpolitik, indem sie faktenbasierte Entscheidungsgrundlagen liefern. Für die verstärkte Nutzung von Ökobilanzen als Grundlage für umweltpolitische Entscheidungen gäbe es eine Reihe vielversprechender und wissenschaftlich belastbarer Möglichkeiten. Diese gilt es zu realisieren – für eine bessere Umweltpolitik und für bessere Ökobilanzen.

1. Vorwort

Die Reduzierung der Treibhausgasemissionen des Transportsektors, insbesondere des Straßenverkehrs, ist eine der großen Herausforderungen für die Klimapolitik. Flüssige Kraftstoffe werden zumindest für die kommenden Jahrzehnte der primäre Energieträger für den Verkehr bleiben. Biokraftstoffe gelten als eine der möglichen Lösungen für die Senkung der Treibhausgasemissionen im Transportsektor (Ernst & Young 2011).

Anfänglich sah man die ökologischen Vorteile von Biokraftstoffen positiv und förderte die stärkere Entwicklung, Produktion und Verwendung von Biokraftstoffen. Den Absatz von Biokraftstoffen förderte die Politik mittels steuerlicher Anreize, Subventionen und vorgeschriebener Biokraftstoffquoten im Gesamtkraftstoffmix (z. B. in Frankreich, Deutschland, der EU, Großbritannien und den USA).

Diese positive Wahrnehmung ist jedoch umgeschlagen. Seit Beginn der ‚Teller-oder-Tank‘-Debatte werden Biokraftstoffe von manchen geradezu verteufelt. ‚Teller oder Tank‘ beschreibt den Umstand, dass landwirtschaftliche Kulturen (z. B. Mais) in Konkurrenz entweder zu Nahrungsmitteln oder Kraftstoff (z. B. Ethanol) verarbeitet werden können. Das birgt die Gefahr, dass Ackerland oder Feldfrüchte zu Lasten der weltweiten Versorgung mit Nahrungsmitteln für die Biokraftstoffherzeugung „zweckentfremdet“ werden.

Derartigen Effekten soll mit dem Konzept der Landnutzungsänderung (LUC) begegnet werden. Der Begriff LUC (Land Use Change) beschreibt eine Änderung des Zwecks, zu dem Land vom Menschen genutzt wird (z. B. als Ackerland, Grasfläche, bewaldete Fläche, Feuchtgebiet, Gewerbefläche). Eine Änderung der Landnutzung am Ort der Produktion des untersuchten Produkts wird als direkte Landnutzungsänderung (direct land use change; dLUC) bezeichnet. Eine Änderung der Landnutzung an einem anderen Ort gilt als indirekte Landnutzungsänderung (PAS 2050 2011). Die Auswirkungen von Biokraftstoffen auf indirekte Landnutzungsänderungen (iLUC) umfassen unbeabsichtigte Folgen der Freisetzung von Treibhausgasen aufgrund von weltweit erfolgten Landnutzungsänderungen, die durch Ausweitung der Ackerflächen für die Ethanol- oder Biodieselerzeugung in Reaktion auf die gestiegene globale Nachfrage nach Biokraftstoffen ausgelöst wurden (Searchinger et al. 2008). Es soll nicht unerwähnt bleiben, dass LUC potentielle Auswirkungen auf verschiedene Umwelteffekte hat. In der gegenwärtigen Debatte um den iLUC-Effekt von Biokraftstoffen geht es jedoch ausschließlich um die Folgen für den Klimawandel.

Die ‚Tank-oder-Teller‘-Debatte wird im internationalen Maßstab geführt. Für alle Sichtweisen zu dieser Frage gibt es stimmige Argumente. Uneins ist man sich jedoch in folgenden Punkten: Wie wichtig ist die Problematik, worin liegen ihre Ursachen und was kann und muss dagegen getan werden? (Ayre 2007, Worldwatch 2007, Inderwildi & King 2009, Neves et al. 2011) Diese Kontroverse spiegelt sich auch in den unterschiedlichen Ansätzen in sektorspezifischen Regelungen zu Biokraftstoffen bzw. Nahrungsmitteln wider. Bisher gibt es in den USA zwei Biokraftstoff-Regelungen, die eine Einbeziehung von iLUC-Faktoren vorschreiben: den Low Carbon Fuel Standard (LCFS) des Bundesstaates Kalifornien (CARB 2010) sowie den Renewable Fuel Standard 2 (RFS2) der US-Regierung (EPA 2010). In Europa verfolgt man mit der Erneuerbare-Energien-Richtlinie der EU (RED 2009) zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen und zur Änderung und abschließenden Aufhebung der Richtlinien 2001/77/EG und 2003/30/EG vom 23. April 2009 einen anderen Ansatz.

Anhang V der RED (Renewable Energy Directive) enthält Regeln für die Berechnung des Treibhauseffekts von Biokraftstoffen, flüssigen Biobrennstoffen und ihren fossilen Vergleichswerten. Sie schließen THG-Emissionen aufgrund direkter Landnutzungsänderungen als auf das Jahr umgerechnete Emissionen von Kohlenstoffbestandsänderungen infolge von Landnutzungsänderungen als gleiche Teile über 20 Jahre ein. iLUC ist davon ausgeklammert, in der RED heißt es jedoch, dass die Kommission eine konkrete Methodik zur Minimierung der Treibhausgasemissionen entwickeln muss, die auf indirekte Landnutzungsänderungen zurückzuführen sind: „Dabei sollte die Kommission auf der Grundlage der besten verfügbaren wissenschaftlichen Ergebnisse insbesondere die Aufnahme eines Faktors für indirekte Landnutzungsänderungen in der Berechnung der Treibhausgasemissionen bewerten sowie die Notwendigkeit, Anreize für nachhaltige Biokraftstoffe, die die Auswirkungen der Landnutzungsänderungen begrenzen, zu geben und die Nachhaltigkeit von Biokraftstoffen im Hinblick auf indirekte Landnutzungsänderungen zu verbessern.“ (RED 2009) In der RED werden aktualisierte Berichte zur iLUC-Problematik gefordert. Es wurden mehrere Berichte verfasst, aber bisher noch keine iLUC-Faktoren für die Integration in die THG-Berechnung vorgeschlagen.

Eine weitere politische Initiative in diesem Zusammenhang bildet der European Food Sustainable Consumption and Production (SCP) Round Table. Hierbei handelt es sich um eine internationale Initiative mit dem Ziel der Förderung eines wissenschaftlich fundierten, konsistenten Ansatzes für eine europaweite Nachhaltigkeit in Bezug auf den Verbrauch und die nachhaltige Erzeugung im Lebensmittelsektor unter Berücksichtigung von Umweltwechselwirkungen auf allen Stufen der Lebensmittelkette (Envifood 2012). Diese Initiative ist wichtig, weil es in der LUC-Debatte im Allgemeinen und in der Diskussion um iLUC im Speziellen koordinierter Ansätze für den Nahrungsmittel- und den Kraftstoffsektor bedarf.

Im ENVIFOOD-Protokoll heißt es, dass „...es verschiedene Möglichkeiten der Berücksichtigung von LUC gibt, die – falls nicht harmonisiert – beträchtliche Schwankungsbreiten ergeben. LUC erfolgen als Ergebnis mehrerer Triebkräfte, die sich nicht einfach ermitteln lassen.“ Das ENVIFOOD-Protokoll unterscheidet bezüglich von Landnutzungsänderungen nicht zwischen dLUC und iLUC (Envifood 2012).

Die folgenden Abschnitte beschreiben den Hintergrund dieser Studie (Abschnitt 1.1). Anschließend folgt die Definition des Gesamtziels sowie der zu untersuchenden Fragen (Abschnitt 1.2) sowie ein Abriss des Untersuchungsansatzes einschließlich seiner Prüfung durch Dritte (Abschnitt 1.3).

1.1. Hintergrund

Im Sinne der oben erläuterten Herausforderung bilden die Ökobilanz sowie indirekte Landnutzungsänderungen (iLUC) von Biokraftstoffen den Hintergrund dieser Studie. Die Ökobilanz ist das Instrument für die Beurteilung der Umweltbilanz von Produkten, das gegenwärtig die größte Akzeptanz genießt – in Europa, weltweit und bei allen gesellschaftlichen Anspruchsgruppen, also Politik, Wirtschaft, Nichtregierungsorganisationen, Wissenschaft usw. (Finkbeiner 2013). Die zugrunde liegenden Normen ISO 14040/44 (ISO 14040 2006, ISO 14044 2006, Finkbeiner et al. 2006) sind mit Abstand die am breitesten akzeptierten Normen in diesem Bereich. Sie können als ‚Mutter‘ fast aller anderen Normungsaktivitäten gelten: ILCD-Handbook (ILCD 2010), UNEP-SETAC Life Cycle Initiative (UNEP 2013) bzw. ISO 14067 (ISO DIS 14067 2012) für die quantitative Bestimmung des Carbon Footprint

(CF) von Produkten, GHG-Protokoll (GHG 2011), PAS 2050 (PAS 2050 2011) usw. Sie alle nutzen die ISO 14040/44 als Basis und definieren einige weitere Anforderungen – auch wenn sie zum Teil nicht weit über das Original hinausgehen (Finkbeiner 2009, 2013). Eine detaillierte Analyse der Bestimmungen dieser Standards in Bezug auf den Gegenstand dieser Studie finden Sie in Abschnitt 3 dieses Berichts. Weil die Ökobilanz-Ergebnisse von Interessengruppen und der Politik in zunehmendem Maß als Entscheidungsgrundlage genutzt werden, müssen sich diese Gruppen neben den großen Vorteilen der Ökobilanz auch ihrer inhärenten methodischen Einschränkungen und des Umstandes bewusst sein, dass bestimmte Umwelteffekte von der Ökobilanz nicht erfasst werden.

Früher spielte die ‚Teller-oder-Tank‘-Problematik bei der Beurteilung von Umwelteffekten und des THG-Potentials von Biokraftstoffen keine Rolle. In jüngster Zeit sehen manche in der Integration direkter und indirekter Landnutzungsänderungseffekte in die Ökobilanz und Carbon-Footprint-Analysen von Biokraftstoffen eine Lösung für das Schließen dieser Lücke. Die gegenwärtige Debatte um iLUC und das THG-Minderungspotential von Biokraftstoffen hat sich mittlerweile jedoch zu einer kontroversen Frage ausgewachsen (Wang & Haq 2008). Verschärft wird diese Kontroverse um Umweltpotential und -leistung von Biokraftstoffen noch durch voneinander abweichenden politische und wirtschaftliche Interessen der einzelnen Gruppen, die versuchen, aus den noch stark divergierenden wissenschaftlichen Meinungen Kapital für ihre jeweiligen Positionen zu schlagen. Selbst Vertreter der wissenschaftlichen Gemeinschaft neigen offenkundig dazu, in ihren Publikationen politische Empfehlungen auszusprechen – weit über die faktengestützte Aussagekraft ihres Datenmaterials hinaus und zudem auf einer Ebene, die von wissenschaftlichen Zeitschriften eigentlich nicht akzeptiert wird.

Wir als Wissenschaftler sollten uns davor hüten, unsere Fahne nach dem Wind zu hängen. Der Beitrag der Wissenschaft zu dieser Debatte darf nicht von Sendungsbewusstsein, sondern muss von Integrität und Stichhaltigkeit geprägt sein. Die wirkliche Aufgabe und Herausforderung für die wissenschaftliche Gemeinschaft besteht darin, so objektiv und faktengestützt wie möglich die Umwelt- und Nachhaltigkeitsleistung von Biokraftstoffen zu ermitteln. Die zentrale Frage dieser Studie – ob und wie sich iLUC in die Ökobilanz bzw. den Carbon Footprint von Biokraftstoffen integrieren lässt – ist einer der relevanteren Aspekte der Debatte. Er bedarf dringend einer nüchternen, wissenschaftlich fundierten und belastbaren Antwort.

1.2. Ziel der Studie und zu untersuchende Fragen

Wichtigstes Ziel der Studie ist es, mittels einer Schwachstellenanalyse methodische und praktische Defizite für die Integration der indirekten Landnutzungsänderungen (iLUC) in die Ökobilanz im Allgemeinen und mit besonderem Schwerpunkt auf Biokraftstoffe zu ermitteln. Die wichtigsten Kriterien für die Analyse sind wissenschaftliche Belastbarkeit und Übereinstimmung mit relevanten internationalen Normen für Ökobilanz und CF.

Folgende Fragen werden untersucht:

- Welche Anforderungen definieren internationale Normen und Richtlinien bezüglich der Integration von iLUC in die Ökobilanz bzw. in den CF?
- Wie wissenschaftlich belastbar sind die gegenwärtigen Ansätze zur Ermittlung von iLUC gemessen an anderen Faktoren, die Ökobilanz- und CF-Ergebnisse beeinflussen?

- Geht die Einbeziehung von iLUC in Ökobilanz- und CF-Untersuchungen konform mit den international vereinbarten Grundsätzen und Methoden dieser Analyseinstrumente?
- Lässt sich die Forderung nach Integration quantitativer iLUC-Faktoren in lebenszyklusbasierte gesetzliche Grenzwerte mit wissenschaftlichen Argumenten stützen?

1.3. Untersuchungsansatz und wissenschaftliche Validierung durch unabhängige Dritte

Das wichtigste Ziel der Studie und die zu untersuchenden Fragen sind von methodischer und generischer Natur. Demzufolge erfolgte die Untersuchung als Sekundärforschung in Form von Fachliteraturrecherche am umfassenden Literaturliteraturfundus zu iLUC mit besonderem Schwerpunkt auf der Analyse der aktuell gültigen Normen und Richtlinien zu Ökobilanz und CF. Fallstudien oder die Berechnung neuer Daten erfolgten nicht und waren auch nicht vorgesehen, weil sie für die zu untersuchenden Fragen weder notwendig noch relevant sind.

Die Studie beginnt mit einer Einführung in die Konzepte und Ansätze für die Integration von iLUC in die Ökobilanz in Abschnitt 2. Anschließend folgt eine Analyse der Bestimmungen in den internationalen Normen zu Ökobilanz und CF in Bezug auf iLUC in Abschnitt 3. Darauf aufbauend enthält Abschnitt 4 die Analyse und Synopse der wissenschaftlichen Fundiertheit und Konsistenz der Einbeziehung von iLUC in die Ökobilanz. Abschnitt 5 fasst die Schlussfolgerungen zusammen und liefert einen Ausblick.

Der Abschlussbericht in seiner Entwurfsfassung wurde einer wissenschaftlichen Begutachtung unterzogen, in deren Rahmen die Aussagen und Schlussfolgerungen der Studie hinsichtlich der relevanten Normen und des neuesten Stands der Ökobilanz-Forschung auf ihre Richtigkeit überprüft wurden. In den ISO-Normen zur Ökobilanz wird dieser Prozess als kritische Prüfung bezeichnet. Kritische Prüfungen lassen sich jedoch nur für Ökobilanz-Fallstudien durchführen. Da es sich bei der vorliegenden Studie um eine methodische Analyse und keine Fallstudie handelt, ist eine kritische Prüfung aus formalen Gründen nicht möglich. In ihrem Wesen und ihren Intentionen orientiert sich die Drittbegutachtung jedoch an den Grundsätzen und Vorgehensweisen der kritischen Prüfung nach ISO 14040/44.

Als unabhängiger Gutachter wurde Professor Dr. Walter Klöpffer gewonnen. Er ist ein international anerkannter Fachmann für die Ökobilanz- und CF-Methodik sowie die einschlägigen internationalen Normen. Er ist einer der Vorreiter auf dem Gebiet der Ökobilanz-Entwicklung und der Chefredakteur einer der führenden Fachzeitschrift in diesem Bereich, dem „International Journal of Life Cycle Assessment“.

Im Rahmen der Begutachtung lieferte Professor Klöpffer Fragen und Anmerkungen zum Berichtsentwurf. Diese wurden besprochen und bei der anschließenden Überarbeitung in die Studie eingepflegt. Eine abschließende Aussage zum Ergebnis der Validierung ist in Abschnitt 7 zu finden.

2. Konzepte und Ansätze für die Integration von iLUC in die Ökobilanz

In diesem Abschnitt werden die verschiedenen Konzepte und Ansätze für die Quantifizierung von iLUC zur Integration in die Ökobilanz vorgestellt. Abschnitt 2.1 widmet sich zunächst der Gesamtrelevanz von iLUC. Dann folgen die in der Studie verwendeten Definitionen (Abschnitt 2.2). In Abschnitt 2.3 werden die wichtigsten Konzepte und Ansätze für die iLUC-Quantifizierung einschließlich der ökonomischen und deterministischen Modelle vorgestellt. Ein Vergleich dieser Modelle wird in Abschnitt 2.4 vorgenommen. Abschließend werden in Abschnitt 2.5 die Unsicherheit und die gegenwärtige Streubreite der iLUC-Faktoren zusammengefasst.

2.1. Relevanz

Bevor wir uns ausführlicher den Methoden und Ansätzen für die Quantifizierung von iLUC widmen, stellen wir in diesem Abschnitt einige Basisdaten und Erkenntnisse zur Gesamtrelevanz der durch Biokraftstoffe ausgelösten Landnutzungsänderungen vor. Die kontrovers und hitzig geführte Debatte zum Thema iLUC wurde durch teilweise gewagte Aussagen mehrerer Autoren zur Relevanz dieser Problematik angeheizt. So hieß es beispielsweise, dass „Mais-Ethanol [...] die THG-Emissionen im Verlauf von 30 Jahren nahezu verdoppelt und den Ausstoß von THG für insgesamt 167 Jahre erhöht“ (Searchinger et al. 2008), dass „schmutzige Biokraftstoffe den Klimawandel verschärfen und die Zerstörung von Regenwäldern zur Folge haben“ (Greenpeace 2010) bzw. sogar, dass die von Biokraftstoffen ausgelösten iLUC „Meister der unbeabsichtigten Folgen und der mit guten Vorsätzen gepflasterte [...] Weg zur Hölle“ seien (Tansey 2011).

Die wichtigsten Argumente dieser Fundamentalkritik lauten:

- Die durch Biokraftstoffe ausgelösten LUC leisten einen signifikanten Beitrag zu den globalen THG-Emissionen.
- Die Produktion von Biokraftstoffen gefährdet in globalem Maßstab die Nahrungsmittelversorgung.
- Biokraftstoffe lassen die Nahrungsmittelpreise steigen.
- Durch Biokraftstoffe nehmen Landnutzungsänderungen und Entwaldung zu.

Es ist nicht unsere Absicht, die potentiellen Risiken der mit diesen Argumenten aufgeworfenen Bedenken kleinzureden, möchten aber zu bedenken geben, dass die gegenwärtige Debatte von einer extrem kritischen Haltung geprägt ist. Mit den in den folgenden Abschnitten aufgeführten Daten möchten wir eine größere Objektivität in die Debatte bringen.

Anders als von einigen Wissenschaftlern behauptet, ist der Umfang der THG-Emissionen aufgrund von LUC durch die globale Biokraftstoffherzeugung nach wie vor sehr gering. Im Hinblick auf die LUC-bedingten Emissionen ist die Ausdehnung der bewirtschafteten Flächen für die Nahrungs- und Futtermittelerzeugung, die Faserstoffproduktion, die Viehhaltung sowie die Brenn- und Bauholzgewinnung von viel größerer Relevanz. Wie in Abbildung 1 veranschaulicht, trägt die Biokraftstoffproduktion auf

ihrem gegenwärtigen Stand nur mit 6,6 % zu den LUC-bedingten Emissionen aus der landwirtschaftlichen Dauerbewirtschaftung bei. Das entspricht etwa 1 % der gesamten globalen LUC-bedingten Emissionen (Fritsche & Wiegmann 2011).

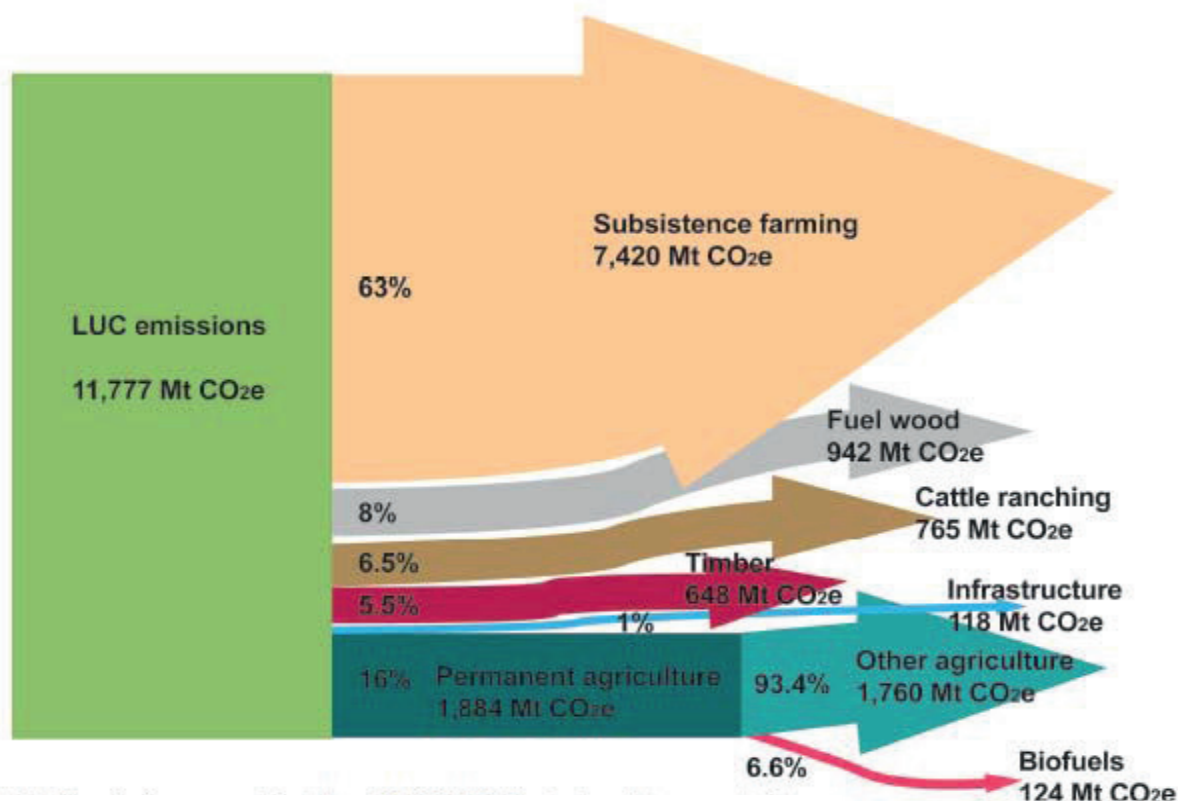


Abbildung 1: Ursachen für die globalen LUC-bezogenen THG-Emissionen, aus Fritsche & Wiegmann (2011)

Gestützt auf die Zahlen des Intergovernmental Panel for Climate Change (IPCC) möchten wir zudem auf die allgemeinen Trends bei den landnutzungsbedingten Emissionen verweisen. Jüngere Untersuchungen bestätigen, dass die Auswirkungen von Urbanisierung und Landnutzungsänderung auf die weltweiten Temperaturdaten vernachlässigbar sind, was die hemisphärischen und kontinentalen Mittelwerte angeht (IPCC 2007). Mathews & Tan (2009) veranschaulichen in Abbildung 2 die IPCC-Prognosen für die Entwicklung der Netto-Landnutzungsemissionen. Bezüglich einer ausführlichen Beschreibung der Szenarios verweisen wir auf die benannten Literaturangaben. Grundlegend lässt sich sagen, dass die A1-Szenarien eine zukünftige Welt beschreiben, die von einem sehr großen Wirtschaftswachstum und einer starken Zunahme der Weltbevölkerung - mit dem Höhepunkt in der Jahrhundertmitte - sowie einer schnellen Einführung neuer und effizienterer Technologien geprägt ist. Die drei A1-Gruppen unterscheiden sich durch ihren technologischen Schwerpunkt: fossil-intensiv (A1FI), nicht-fossile Energiequellen (A1T) oder ausgewogene Nutzung aller Quellen (A1B). Die A2-Szenarien beschreiben eine stark heterogene Welt. Grundtenor ist die Autarkie und Bewahrung der lokalen Identität. Die B1-Szenarien beschreiben eine konvergierende Welt mit derselben Entwick-

lung der Weltbevölkerung wie in A1, aber mit einem schnellen Umbau der Wirtschaftsstrukturen in Richtung Dienstleistungs- und Informationsökonomie. Die B2-Szenarien beschreiben eine Welt, in der der Schwerpunkt auf lokalen Lösungen für die wirtschaftliche, soziale und umweltbezogene Nachhaltigkeit liegt (IPCC 2007). Die historischen Daten von Houghton werden unverändert sowie mit einer Reduktion von 50 % präsentiert. Die Logik hinter dem 50%-Reduktionszenario und der Grund, warum die IPCC-Szenarios es als Ausgangspunkt verwenden, werden in der Veröffentlichung von Mathews & Tan (2009) nicht explizit erläutert. Für die Botschaft dieser Daten ist dies jedoch nicht maßgeblich. Selbst wenn man die Houghton-Daten ohne Reduktion als Ausgangspunkt nutzt, ergibt sich für die Zukunft ein erheblicher Rückgang der LUC-Emissionen – unabhängig vom breiten Spektrum an untersuchten Szenarien.

Erneut möchten wir betonen, dass dieser Abschnitt die Frage der Landnutzungsänderung, ob direkt oder indirekt, nicht trivialisieren soll. Wenn wir uns an späterer Stelle mit den Quantifizierungsansätzen und ihren Ergebnissen befassen, muss dies jedoch vor dem Hintergrund der Gesamtrelevanz der Problematik erfolgen. Bevor wir dazu kommen, werden in Abschnitt 2.3 einige für die Studie wichtige Begriffe geklärt.

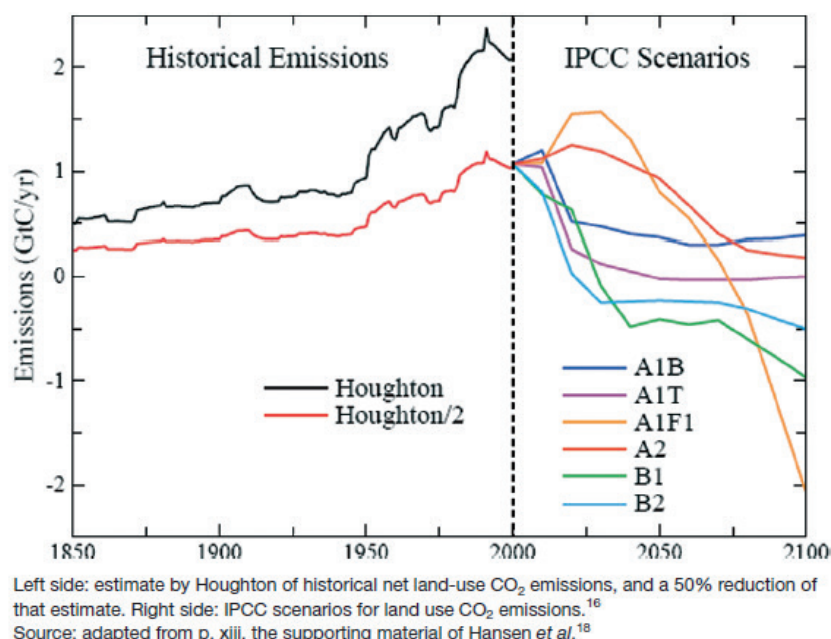


Abbildung 2: Entwicklung der Netto-Landnutzungs-Emissionen, aus Mathews & Tan (2009)

2.2. Begriffe

Einleitend sei angemerkt, dass der Begriff ‚indirekte Effekte‘ im Umweltbereich in verschiedenen Kontexten verwendet wird. In der Umweltverträglichkeitsprüfung (EIA, Environmental Impact Assessment) sind indirekte Effekte als Folgen für die Umwelt definiert, die kein direktes Ergebnis des jeweiligen Projekts sind und häufig abseits oder als Ergebnis eines komplexen Weges entstehen. Mitunter bezeichnet man sie auch als Folgen der zweiten oder dritten Ebene (second/third level impacts) bzw. sekundäre Folgen (EU 1999).

Im Kontext der Umweltmanagementsysteme bezieht sich der indirekte ökologische Aspekt auf einen Aspekt, der Folge der Interaktion einer Organisation mit Drittparteien ist und in angemessenem Umfang von einer Organisation beeinflusst werden kann (EMAS 2009).

Im Kontext der Ökobilanzierung werden indirekte Effekte üblicherweise als Synonym für Rebound-Effekte verwendet. Sie schließen die indirekten Folgen in umfassendem Sinne ein. Ursprünglich für den Bereich der Energieeffizienzmaßnahmen entwickelt, lassen sich folgende Effekte unterscheiden: Substitutionseffekt, Einkommenseffekt, sekundäre Effekte, marktberichtigende Preis- und Quantitätskorrekturen, transformierende Effekte (Greening et al. 2000). Hertwich (2005) schlussfolgert, dass „der Rebound-Effekt, wie er in der Energieökonomie definiert ist, die verschiedenen sekundären Effekte, die für die Industrieökologie oder den nachhaltigen Konsum von Interesse sind, nicht ausreichend zu beschreiben vermag. Daher sind zusätzliche Mechanismen und mehrere Umwelt-Endpunkte in Betracht zu ziehen. [...] Das schließt verhaltens- und technikbezogene Spillover-Effekte, transformierende Effekte sowie positive und negative Nebeneffekte ein – also umweltbezogene oder andere Folgen, die nicht direkt durch die primäre [...] Maßnahme ausgelöst werden.“ Diese Integration indirekter Effekte entspricht in der Ökobilanz nicht der allgemeinen Praxis. Teilweise sollen sie von der so genannten „Consequential LCA“ (CALCAS 2009) abgedeckt werden. Die folgenorientierte, „änderungsorientierte“ oder „marktbasierte“ Sachbilanzmodellierung hat die Ermittlung der Folgen zum Ziel, die eine Entscheidung für andere Prozesse und Systeme der Ökonomie hat. Das folgenorientierte Lebenszyklus- oder Bilanzmodell spiegelt daher nicht die tatsächliche Herstellungs- und Lieferkette, sondern eine hypothetische allgemeine Herstellungs- und Lieferkette wider, die auf Marktmechanismen basiert und potentiell politische Interaktionen und Änderungen des Verbraucherverhaltens einschließt (ILCD 2010). Diese Art der Modellierung muss von der gegenwärtigen Ökobilanz-Standardpraxis der prozessbasierten oder „bilanzierenden“ Sachbilanzmodellierung abgegrenzt werden, die historische, faktengestützte, messbare Daten mit bekannter (oder zumindest bestimmbarer) Unsicherheit verwendet und alle Prozesse einschließt, die nachweislich signifikant zum untersuchten System beitragen (ILCD 2010).

Konkreter Gegenstand der vorliegenden Studie ist die Landnutzung. Eine direkte Landnutzungsänderung liegt vor, wenn auf einer bestimmten Fläche eine neue Aktivität stattfindet. Direkte Landnutzungsänderungen lassen sich beobachten und messen. Indirekte Landnutzungsänderungen (iLUC) sind unbeabsichtigte Folgen von Landnutzungsentscheidungen an einem anderen Ort. Indirekte Landnutzungsänderungen lassen sich weder direkt beobachten noch messen (Ernst & Young 2011). Auf technischerer Ebene werden für den Zweck der vorliegenden Studie die folgenden Definitionen des ISO-Normentwurfs zur Bestimmung des Carbon Footprints von Produkten (ISO DIS 14067 2012) verwendet:

direkte Landnutzungsänderung (dLUC):

Änderung der Nutzung oder Bewirtschaftung von Flächen durch den Menschen innerhalb der Grenzen des analysierten Produktsystems

indirekte Landnutzungsänderung (iLUC):

Änderung der Nutzung oder Bewirtschaftung von Flächen, die Folge der direkten Landnutzungsänderung ist, aber außerhalb des analysierten Produktsystems erfolgt.

Im folgenden Abschnitt werden die verschiedenen iLUC-Quantifizierungsansätze und gegenwärtig diskutierten Methoden vorgestellt.

2.3. Die iLUC-Quantifizierungsansätze im Überblick²

Weil der Handel mit Agrarprodukten heute globalisiert erfolgt, kann sich der eigentliche Ort, an dem ein natürliches Ökosystem in Agrarland umgewandelt wurde, weit entfernt vom Anbauort des Rohstoffes für den Biokraftstoff befinden (Delzeit et al. 2011); das macht es schwierig, einzelnen Anbaumaßnahmen für Biokraftstoff-Rohstoff einen konkreten iLUC-Faktor zuzuweisen. Das Auftreten mehrerer indirekter Effekte, die mit der Erzeugung von Biokraftstoffen einhergehen, erschwert die Quantifizierung der von iLUC ausgelösten THG-Emissionen zusätzlich.

In Reaktion auf diese Herausforderung entwickelten sich zwei grundlegend verschiedene Ansätze. Es wurden komplexe ökonomische Modelle (allgemeine Gleichgewichtsmodelle (CGE) bzw. partielle Gleichgewichtsmodelle (PE)) sowie mehrere vereinfachte Modelle entwickelt. Die vereinfachte Modellierung wird häufig als deterministische oder kausal-deskriptive Modellierung bezeichnet. In die Ermittlung der iLUC können in variierenden Umfängen regionale Informationen und Daten einfließen; daher wird sie von einigen Autoren bei hoher räumlicher Auflösung als regionale Modellierung bezeichnet (z. B. Lahl 2010). Regionale Modelle sind jedoch stets auch ökonomische oder vereinfachte Modelle.

2.3.1. Ökonomische Modelle

Ökonomische Modelle arbeiten in der Regel mit marginalen Änderungen in einem mathematisch modellierten ökonomischen System. Ökonomische Gleichgewichtsmodelle bestehen aus Gleichungen, die die quantitative Beziehung zwischen Angebot, Nachfrage und Preis sowie einer umfangreichen Datenbasis definieren (Di Lucia et al. 2012); sie sind in der Regel komplex und erfordern große Datenmengen. Grundannahme ist bei diesen Modellen, dass sich in der Wirtschaft ein Gleichgewicht einstellt, wenn die Nachfrage dem Angebot entspricht. Für die Märkte wird angenommen, dass sie von einem perfekt funktionierenden Wettbewerb bestimmt sind. Für iLUC gibt es zwei Arten von ökonomischen Modellen: CGE-Modelle untersuchen die gesamte globale Ökonomie, während sich PE-Modelle auf einen bestimmten Sektor wie die Landwirtschaft konzentrieren. Beide Arten von Modellen basieren auf linearen und nicht linearen Beziehungen zwischen Preisen, Nachfrage und Produktion; diese Beziehungen sind durch Angebots- und Nachfrage-Elastizitäten charakterisiert, die sich aus Statistikdaten und historischen Trends ableiten lassen (Nassar et al. 2011).

Ökonomische Modelle wie GTAP³ (CGE) und IMPACT⁴ (PE) wurden losgelöst von der Biokraftstoff- bzw. iLUC-Debatte entwickelt und von Forschern verschiedener Fachrichtungen ständig auf neue Kontexte abgestimmt. Typische Anwendungsfälle für diese Modelle bilden die Handelspolitik, aber auch die Entwicklungspolitik (siehe z. B. Cardenete et al. 2012) und in jüngster Zeit zudem die Bioenergie-Politik. Etwa 2007 begannen Forscher auf dem Gebiet der ökonomischen Modellierung, die bestehenden ökonomischen Modelle zu modifizieren, um die Berechnung von iLUC-Effekten zu ermöglichen.

²Dieser Abschnitt wurde zum Teil aus dem Entwurf der Dissertation von Elisa Dunkelberg, „A case-study approach to integrating indirect land-use change into the carbon footprint of biofuels“ übernommen und entsprechend angepasst. Der Autor der vorliegenden Studie betreut die Dissertation.

³Global Trade Analysis Project

⁴International Model for Policy Analysis of Agricultural Commodities

Der erste wissenschaftliche Aufsatz zur iLUC-Quantifizierung auf der Basis der ökonomischen Modellierung wurde von Searchinger et al. (2008) publiziert. Er berechnete anhand eines PE-Modells den iLUC-Effekt der Erzeugung von Mais-Ethanol in den USA.

Inzwischen werden für die iLUC-Quantifizierung sowohl PE-Modelle (z. B. IMPACT⁴, FAPRI⁵, AGLINK⁶ und CAPRI⁷) als auch CGE-Modelle (z. B. GTAP³ und LEITAP⁸) genutzt (Edwards et al. 2010). Eine der wichtigen Forschungseinrichtungen im Hinblick auf die iLUC-Quantifizierung auf Basis der ökonomischen Modellierung ist das International Food Policy Research Institute (IFPRI), das in den Jahren 2009 und 2011 jeweils eine Studie zu dem Thema veröffentlichte. In der Studie von 2009 wurden erstmalig CGE-Modelle für die Analyse des LUC-Effekts der EU-Biokraftstoffpolitik genutzt (Al-Riffai et al. 2010; Laborde 2011).

Zur Analyse von iLUC nutzen CGE- und PE-Modelle in der Regel den Ansatz der marginalen Änderungen. Dazu wird im ersten Schritt ein Baseline-Szenario im Modell berechnet. Im zweiten Schritt wird dann ein Szenario mit einer marginal größeren Nachfrage nach einem speziellen Biokraftstoff durchgespielt (Edwards et al. 2010). Die Modellierer bezeichnen den Schritt der Berechnung des Effekts eines marginalen Nachfragezuwachses nach Biokraftstoffen häufig als „dem Modell einen Biokraftstoff-Schock oder Politik-Schock geben“. Ergebnis ist eine Projektion der Effekte der gestiegenen Biokraftstoffnachfrage eines Landes auf die globalen Rohstoffmärkte und den zusätzlichen Bedarf an Anbauflächen (Edwards et al. 2010).

Angesichts der Tatsache, dass ökonomische Modelle nicht zwischen Rohstoffen unterscheiden, die auf ‚neuen‘ oder ‚alten‘ Flächen angebaut werden (Edwards et al. 2010), können die Ergebnisse nur LUC komplett widerspiegeln, also sowohl dLUC als auch iLUC (Delzeit et al. 2011; Edwards et al. 2010). Im nächsten Schritt werden Landnutzungsänderungen auf der Basis älterer LUC-Muster bestimmten Flächentypen zugeordnet (z. B. Grünflächen, Wald usw.). Abschließend werden mittels biophysikalischer Modelle die THG-Emissionen aus der geänderten Landnutzung hochgerechnet (Nassar et al. 2011). Ein Vergleich der beiden Szenarien ermöglicht es, einer bestimmten Menge an Biokraftstoffen THG-Emissionen zuzuordnen und die Ergebnisse in g CO₂e/ MJ auszudrücken. Weil dieser Wert iLUC- und dLUC-bedingte Emissionen enthält, würde seine direkte Anrechnung auf den CF von Biokraftstoffen einer Doppelzählung von dLUC gleichkommen (Delzeit et al. 2011). Daher trennen Modellierer dLUC und iLUC in der qualitativen Interpretation der Ergebnisse des Modells.

Die beim Definieren der Baseline getroffenen Annahmen haben sowohl bei der CGE- als auch der PE-Modellierung entscheidenden Einfluss auf die LUC-Ergebnisse. Eine wichtige Annahme betrifft die Elastizitäten, insbesondere die so genannte konstante Elastizität der Transformation (CET) sowie die Elastizität der Landtransformation. Letztere beschreibt, wie einfach sich Land in eine andere Nutzungsart umwidmen lässt, wenn sich die Preise für Agrarrohstoffe ändern (Delzeit et al. 2011).

Eine Herausforderung bei der CGE-Modellierung ist die Erzeugung eines konsistenten Datensatzes. Der bei der CGE-Modellierung normalerweise verwendete Datensatz ist die SAM (Social Accounting Matrix). Sie beschreibt die Transaktionen und branchenübergreifenden Wertflüsse zwischen allen ökonomischen Akteuren innerhalb einer Ökonomie und eines konkreten Bilanzierungszeitraums.

³Food and Agricultural Policy Research Institute

⁴Worldwide Agribusiness Linkage Program

⁷Common Agricultural Policy Regionalised Impact Modelling System

⁸Landbouw Economisch Instituut Trade Analysis Project

Angesichts des Umstandes, dass die Biokraftstoff-Sektoren nicht Bestandteil der gegenwärtigen SAM sind und Biokraftstoff-Rohstoffe häufig aggregiert werden, muss man diese Rohstoffe für die LUC-Berechnungen auf der Basis von Annahmen herausfiltern (Delzeit et al. 2011).

Die Art, wie Nebenprodukte angerechnet werden, hat ebenfalls einen entscheidenden Einfluss auf die Ergebnisse des Modells. Geht man davon aus, dass sich die Modelle darin unterscheiden, inwieweit sie Nebenprodukten Rechnung tragen, unterscheiden sich auch die LUC-Ergebnisse, die sie liefern. Bei GTAP beispielsweise werden Nebenprodukte mittels Substitution auf Basis relativer Preise angerechnet. Bei CAPRI werden sie mittels physikalischer Substitutionsverhältnisse berücksichtigt (Edwards et al. 2010).

Nach Plevin et al. (2011) ist die folgende Reihenfolge der Modellierungsschritte typisch für Studien, die Schätzwerte für die iLUC-Emissionen ermitteln, die der Ausweitung der Biokraftstoffherzeugung zuzuschreiben sind:

1. Mittels eines ökonomischen Gleichgewichtsmodells werden die Effekte der gestiegenen Biokraftstoffherzeugung auf die globalen Land- und Rohstoffmärkte hochgerechnet. Das schließt Folgendes ein:
 - a. wie viel zusätzliche Flächen werden der Produktion zugeführt, um den Wegfall von anders genutzten Flächen für die Biokraftstoffherzeugung zu kompensieren, und
 - b. den ungefähren Standort dieser Flächen.
2. Die resultierenden Landnutzungsänderungen werden auf der Basis historischer Muster der Landnutzungsänderung bestimmten Bodenbedeckungstypen zugeordnet.
3. Für jede Kategorie der Bodenbedeckungsumwandlung werden die Menge und das Zeitprofil der THG-Emissionen aus der Landnutzungsänderung geschätzt.
4. Zur Berechnung des CF in Gramm CO₂e pro MJ Biokraftstoff werden die auf die Ausweitung der Biokraftstoffproduktion zurückzuführenden Emissionen einer Menge Biokraftstoff zugeordnet – in der Regel definiert unter Bezugnahme auf eine Zeitdauer der Kraftstoffproduktion.

In Abschnitt 4.2 wird untersucht, wie belastbar die daraus resultierenden iLUC-Faktoren sind. Schließlich wohnt jedem dieser Modellierungsschritte eine erhebliche Unsicherheit inne (Plevin et al. 2010).

2.3.2. Deterministische Modelle

Deterministische Modelle sind vereinfachte Berechnungen auf der Basis mehrerer expliziter Annahmen. Anders als bei ökonomischen Modellen werden bei deterministischen Modellen in der Regel keine Preise modelliert, sondern Annahmen darüber verwendet, wie die landwirtschaftlichen Systeme auf eine erhöhte Biokraftstoffherzeugung reagieren. Im Allgemeinen nutzen sie Ursache-Wirkung-Annahmen zur Beschreibung des Systemverhaltens (Bauen et al. 2010). Die Logik dahinter ist die, dass eine zusätzliche Nachfrage nach Biokraftstoffen einen Einfluss auf das größere landwirtschaftliche

System hat – was wiederum die LUC beeinflusst und letztlich zu THG-Emissionen führt. Annahmen zur Beschreibung von Marktreaktionen und LUC stützen sich in erster Linie auf eine Analyse historischer Daten zu Handel, Landnutzung und LUC (Nassar et al. 2011).

Ein Beispiel für ein deterministisches Modell ist der vom deutschen Institut für angewandte Ökologie (Öko-Institut) entwickelte iLUC-Faktor (Fritsche et al. 2010). Das Modell stützt sich auf statistische Handelsdaten sowie verschiedene Annahmen. Eine entscheidende Annahme dieses Modells ist, dass sich iLUC ermitteln lässt, wenn man die exportierten Produkte untersucht, die für den Bioenergie-Sektor relevant sind (z. B. Soja und Palmöl). Die Berechnungen basieren auf den Produktausfuhren für 2005, die Autoren berücksichtigen jedoch nur die Schlüsselregionen Argentinien, Brasilien, die EU, Indonesien, Malaysia und die USA. 2005 entfielen auf diese Länder mehr als 80 % des globalen Handelsaufkommen für die ausgewählten Güter (Fritsche et al. 2010).

Die Autoren berechnen die für die Erzeugung dieser Produkte benötigte Fläche, indem sie die Masse der gehandelten Güter durch die landesspezifischen Erträge teilen. Die Summe der gesamten Landnutzung für Agrarexporte und der Anteil jedes Landes werden als „Welt-Mix“ berechnet. Im nächsten Schritt wird die zusätzlich benötigte Fläche mit den länderspezifischen Annahmen über die mit der Produktion der Exportgüter einhergehenden dLUC kombiniert. Gestützt auf die Umrechnungsfaktoren des IPCC werden die Zwischenergebnisse anschließend je nach Anteil des einzelnen Landes am „Welt-Mix“ gewichtet. Daraus ergibt sich ein iLUC-Faktor von 270 t CO₂/ha bzw. 13,5 t CO₂/ (ha * Jahr) bei Umlegung der LUC-Emissionen auf 20 Jahre (Fritsche et al. 2010).

Diese Berechnungen suggerieren, dass ein Hektar Bioenergie-Rohstoffproduktion einen Hektar der vorherigen Produktion verdrängt. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass die Verdrängung durch höhere Ernteerträge und Nutzung von Brachland geringer ist. Geht man von einer mittleren Ertragserhöhung von 1 % pro Jahr bis 2030 aus, sinkt der maximale iLUC-Faktor auf 75 % des theoretischen iLUC-Faktors. Die Autoren schlagen drei verschiedene Stufen vor (25 %, 50 % und 75 %), weil sie davon ausgehen, dass sogar noch größere Effizienzgewinne möglich sind und ein Teil der Produktionsausweitung auf degradierten Flächen erfolgt (Fritsche et al. 2010).

Plevin et al. (2010) stellten ein weiteres deterministisches Modell zur iLUC-Bestimmung vor. Zu diesem Zweck nehmen die Autoren vier Hauptparameter in ihr Modell auf:

- Netto-Verdrängungsfaktor (NDF – ha umgewandelter Fläche pro ha Biokraftstoffe)
- mittlerer Emissionsfaktor (t CO₂/ ha)
- Produktionszeitraum (Jahr)
- Kraftstoffausbeute [MJ/ (ha*Jahr)]

Das Ziel dieses Ansatzes bestand nicht darin, die realistischsten iLUC-Faktoren für bestimmte Biokraftstoffe zu ermitteln, sondern durch Untersuchung verschiedener Prognosen mittels Monte-Carlo-Simulationen plausible Grenzwerte für iLUC-Emissionen zu bestimmen (Plevin et al. 2010).

Lahl (2010) entwickelte ein vereinfachtes Modell, um der Kritik zu begegnen, dass andere Modelle die Effekte der staatlichen Regulierung des globalen Agrarmarktes in Form von Subventionen, Handelszöllen und Handelsbeschränkungen (Ein- und Ausfuhrverbote) nicht angemessen berücksichtigen.

Ziel war es daher, auf den Binnenhandel zurückzuführende iLUC-Effekte zu erfassen, die nach Lahl (2010) quantitativ wichtiger als die des Welthandels sind und bis dato nicht berücksichtigt worden waren. Lahl (2010) schlug eine Methode für die regionale Modellierung vor, deren erster Schritt in einer Abschätzung der gesamten LUC innerhalb eines bestimmten Landes und für einen bestimmten Zeitraum besteht. Im nächsten Schritt werden die landesspezifischen CO₂-Emissionen (ERLUC) für die jeweiligen Kohlenstoffbestände in Vegetation und Boden vor und nach der Umwandlung berechnet. Zur Berechnung des Anteils der verschiedenen Biokraftstoffe an den Gesamtemissionen wird die Änderung in der Biokraftstofferzeugung durch die Änderung in der gesamten landwirtschaftlichen Produktionsmenge geteilt und mit ERLUC multipliziert. Anschließend werden der Anteil der dLUC-bedingten Gesamtemissionen abgezogen und im letzten Schritt die verbleibenden Emissionen dem „Verursacher“ angerechnet. Das können einzelnen Betriebe oder Regionen sein. In bestimmten Fällen können Korrekturfaktoren für Nebenprodukte oder transnationale Effekte einbezogen werden (Lahl 2010).

Ein weiteres deterministisches Modell wurde von E4tech im Auftrag des britischen Verkehrsministeriums entwickelt (Bauen et al. 2010). Die kausal-deskriptive Methodik wurde an fünf unterschiedlichen Biokraftstoff-Rohstoffen getestet: Zuckerrohr, Palmöl, Raps, Sojaöl und Weizen. Für jeden Ausgangsstoff berechneten Bauen et al. (2010) gestützt auf verschiedene Szenarien und Annahmen verschiedene iLUC-Faktoren. Die Motivation für diese Studie bestand nicht darin, einen mittleren iLUC-Faktor zu ermitteln, sondern Unterschiede im iLUC-Risiko zwischen verschiedenen Ausgangsstoffen zu ermitteln und die mit iLUC einhergehenden Unsicherheiten zu verstehen.

Zur Abschätzung entsprechender Marktreaktionen nutzten Bauen et al. (2010) statistische Analysen und historische Trends, Marktanalysen, Expertenmeinungen und die Fachliteratur. Schwerpunkt ihrer Analyse bildeten die Marktreaktionen auf die Substitution von Produkten (Substitution von Biokraftstoff-Rohstoff in anderen Märkten durch andere geeignete Produkte), die Flächenerweiterung und die Ertragssteigerung. Wurde festgestellt, dass eine Produktsubstitution stattfand, wurde auf der Basis von Fachliteratur und Expertengesprächen ein Substitutionsverhältnis zwischen Biokraftstoff-Rohstoff und dem substituierenden Produkt ermittelt; auf der Basis dieses Verhältnisses werden dann die zusätzliche Nachfrage nach dem substituierenden Produkt und deren Auswirkungen auf die Landnutzung berechnet. Zur Berechnung der für die gestiegene Rohstoffproduktion benötigten Fläche muss geschätzt werden, welcher Anteil des Rohstoffes durch höhere Erträge abgedeckt wird und für welchen Anteil die Agrarfläche vergrößert werden muss. Gestützt auf Lywood et al. (2009) berechneten Bauen et al. (2010) die Anteile basierend auf der Beziehung zwischen historischen Änderungen in Ertrag und Landnutzung für verschiedene Regionen und Kulturarten. Zur Ermittlung der Verlagerung stützen die Autoren ihre Berechnungen auf mittlere Ertragswerte. Das heißt, dass sie davon ausgehen, dass die Produktion einer bestimmten, Nicht-Biokraftstoff-Kultur mit der zusätzlichen Biokraftstoffproduktion dieselbe Fläche wie ohne diese Produktion erfordert (Bauen et al. 2010). Im folgenden Abschnitt 2.4 werden die hier beschriebenen deterministischen Modelle mit den in Abschnitt 2.3.1 beschriebenen ökonomischen Modellen verglichen.

2.4. Vergleich und Analyse der iLUC-Ansätze⁹

Im vorigen Abschnitt 2.3 wurden die bestehenden Ansätze für die Quantifizierung von iLUC-Faktoren vorgestellt. In diesem Abschnitt werden diese Ansätze mit Blick auf ihre Stärken und Schwächen

⁹Dieser Abschnitt wurde zum Teil aus dem Entwurf der Dissertation von Elisa Dunkelberg, „A case-study approach to integrating indirect land-use change into the carbon footprint of biofuels“ übernommen und entsprechend angepasst. Der Autor der vorliegenden Studie betreut die Dissertation.

analysiert. Für die Analyse wurde eine Reihe von Kriterien definiert, die eine belastbare iLUC-Quantifizierungsmethode erfüllen muss. Die gewählten Kriterien wurden in drei Kategorien unterteilt: allgemeine Anforderungen, Fähigkeit, verschiedene indirekte Effekte berücksichtigen zu können, und Fähigkeit, regionale Heterogenität berücksichtigen zu können.

Allgemeine Anforderungen:

- Detaillierungsgrad (z. B. in der Charakterisierung des Agrarsektors)
- Fähigkeit, eine Sensitivitätsanalyse zu liefern
- Aktualität der Daten
- Anwendbarkeit im Hinblick auf die Datenverfügbarkeit
- Anwendbarkeit in Hinblick auf die für die Datenerfassung benötigte Zeit
- Transparenz und Nachvollziehbarkeit
- Vermeidung der Doppelzählung (Trennung von dLUC und iLUC)

Zusätzliche indirekte Effekte:

- Lieferung von Nebenprodukten (z. B. Futterpflanzen)
- Effizienzzuwächse (z. B. Anstieg von Produktivität und Emissionen durch Düngung)
- Änderung des Ernährungsverhaltens (z. B. aufgrund geänderter Preise)
- Änderung des Gesamt-Kraftstoff- und -Energiebedarfs (z. B. aufgrund geänderter Preise)
- Änderungen im Haushaltseinkommen (und dadurch z. B. Änderung im Verbrauch)

Regionale Heterogenität (Regionalisierung):

- biophysikalische Aspekte:
 - Kohlenstoffflüsse (ober- und unterirdische Bodenkohlenstoffgehalte)
 - gegenwärtige und prognostizierte Produktivität (Erträge)
 - aufgrund der Realisierung von Kompensationsmaßnahmen erwartete Produktivität
- Aspekte der Landnutzung:
 - Menge an ungenutzten Flächen in bestimmten Regionen
 - regionale Spezifikation der LUC
 - Landbedeckungsüberwachung oder Rückgriff auf Statistikdaten zur früheren und gegenwärtigen Landnutzung
- politische, ökonomische und kulturelle Aspekte:
 - nationale Gesetze im Hinblick auf die Landnutzung (z. B. Schutz von Ökosystemen)
 - Landverpachtung und -besitz
 - regionspezifische Bewirtschaftungspraktiken
 - gesellschaftliche Präferenzen (z. B. im Hinblick auf Bereitschaft, bestimmte Kulturen anzubauen)
 - Handelsanreize und -schränken

Tabelle 1 enthält die Analysen und macht deutlich, inwieweit die verschiedenen Ansätze diese Kriterien erfüllen. Die untersuchten Ansätze sind ökonomische Modelle (CGE und PE) und mehrere deterministische Modelle. Innerhalb der Gruppe der CGE- und PE-Modelle werden einzelne Modelle wie GTAP, LEITAP, FAPRI oder IMPACT hier nicht unterschieden, weil dies detailliertere Kenntnisse und

mehr Wissen über die ökonomische Modellierung voraussetzen würde. Beide Gruppen weisen jedoch charakteristische Vor- und Nachteile im Hinblick auf die genannten Kriterien auf und unterscheiden sich signifikant von allen deterministischen Modellen (siehe Tabelle 1).

Ein genereller Nachteil von CGE-Modellen besteht darin, dass sie den Agrarsektor nicht mit demselben Detailgrad wie PE-Modelle erfassen (Delzeit et al. 2011). Laborde (2011) räumt beispielsweise ein, dass das IFPRI-Modell MIRAGE bisher weder Mischfruchtanbau noch Fruchtwechsel erfasst – trotz ihres großen Einflusses auf Landnutzungsmuster. Dies ist der Vorteil der PE-Modelle – sie bilden den Agrarsektor detaillierter ab; dafür sind sie jedoch nicht mit anderen Sektoren verknüpft. In Folge dessen und anders als bei der CGE-Modellierung können dadurch die Wechselwirkungen mit Energiepreisen oder Düngemitteln und Chemikalien nicht berücksichtigt werden.

Bei deterministischen Modellen hängt der Detailierungsgrad stark vom jeweiligen Ansatz und vom Zweck seiner Entwicklung ab. Fritsche et al. (2010) geht es beispielsweise darum, einen vereinfachten Ansatz ohne hohen Detailgrad zu entwickeln. Das vereinfachte Modell von Plevin et al. (2010) soll den Agrarsektor ebenfalls nicht detailliert erfassen – sein Zweck war es, den Einfluss der Unsicherheit auf iLUC-Faktoren im Allgemeinen zu zeigen. Bauen et al. (2010) und Lahl (2010) hingegen möchten jeweils die Marktbeziehungen sowie die regionalen Bedingungen detaillierter abbilden.

Tabelle 1: Analyse und Vergleich verschiedener iLUC-Quantifizierungsansätze

(+ Kriterium erfüllt; O Kriterium nicht erfüllt, aber generell möglich; – Kriterium nicht erfüllt)

	CGE	PE	Fritsche et al. (2010)	Bauen et al. (2010)	Lahl et al. (2010)
Allgemeine Anforderungen					
Detailierungsgrad	niedrig	hoch	niedrig	hoch	hoch
Sensitivitätsanalyse möglich	+	+	+	+	+
Aktualität der Daten	gering	gering – hoch	gering	hoch	hoch
Datenverfügbarkeit	mittel	mittel	hoch	mittel	mittel
Zeit für Datenerfassung	hoch	hoch	niedrig	hoch	hoch
Transparenz und Nachvollziehbarkeit	–	–	+	+	+
Trennung von dLUC und iLUC	–	–	+	+	+
Zusätzl. indirekte Effekte					
Nebenprodukte	o	o	Allokation	Systemerweiterung	Allokation
Effizienzzuwächse	o	o	+	+	indirekt
Ernährungsumstellung	o	o	–	–	–
Änderung d. Energiebedarfs	o	o	–	–	–
Änderung des Haushaltseinkommens	o	o	–	–	–

	CGE	PE	Fritsche et al. (2010)	Bauen et al. (2010)	Lahl et al. (2010)
Regionalisierung					
Kohlenstoffflüsse	o	o	IPCC	Winrock	IPCC
Gegenwärtige Produktivität	o	o	FAO	FAO	beste Daten verfügbar
Erwartete Produktivität	o	o	vage Schätzung	genauere Schätzung	indirekt
Potentielle Produktivität	o	o	vage Schätzung	teilweise	-
Ungenutzte Flächen	o	o	vage Schätzung	teilweise	o
Spezifikation von LUC	CET	Bodenpreis-Elastizitäten	statistische Daten	statistische Daten	statistische Daten
Überwachung Landbedeckung	o	o	-	-	o
Statistische Daten zu LUC	o	o	+	+	o
Gesetze bez. Landnutzung					
Landverpachtung und -besitz	-	-	-	-	-
Bewirtschaftungspraktiken	-	-	-	-	-
Gesellsch. Präferenzen	-	-	-	-	-
Handelsanreize und -schränken	+	+	-	+	+

Nassar et al. (2011) wies nach, welcher starken Einfluss die Wahl des Bezugsjahres auf die Ergebnisse hat. Angesichts der Tatsache, dass deterministische Modelle für die Prognose der zukünftigen Landnutzungsänderung vorrangig statistische LUC-Daten aus früheren Jahren nutzen, hängen Umfang und Art der prognostizierten Landnutzungsänderung stark von den gewählten Bezugsjahren ab (Nassar et al. 2011). Vorrangig kommt dieser Effekt bei Ländern mit schwankenden LUC-Raten zum Tragen. Nassar et al. (2011) führen Brasilien als Beispiel an. Dort lag die Entwaldungsrate zwischen 2004 und 2007 viel höher als zwischen 2007 und 2009. Je nach dem für die LUC-Berechnung gewählten Zeitraum wäre der iLUC in Brasilien entsprechend hoch oder niedrig (Nassar et al. 2011). Dieser Einfluss der Wahl des Bezugsjahres auf den mittleren CO₂-Emissionsfaktor trifft für jedes Modell zu, das die zukünftige Landnutzungsänderung anhand historischer Daten voraussagt.

Für alle Modelltypen wird ein erheblicher Zeitaufwand für die Erfassung und Vorbereitung der Daten angenommen. Bei der CGE-Modellierung ist der Zeitaufwand für das Disaggregieren und Vorbereiten der Daten höher. Bei Anwendung deterministischer Ansätze wird mehr Zeit für die Datenerfassung benötigt. Das Modell von Fritsche et al. (2010) stellt insofern eine Ausnahme dar, als dass es vorrangig auf von FAOSTAT bereitgestellte Daten zurückgreift.

Ein Nachteil der PE- und CGE-Modelle ist die geringe Nachvollziehbarkeit und Transparenz, insbesondere, wenn die ökonomische Modellierung im Allgemeinen und das jeweilige Modell im Speziellen nicht bekannt ist (Wing 2004). Deterministische Modelle haben Vorteile im Hinblick auf Transparenz und Nachvollziehbarkeit; dies geht aber zu Lasten eines geringeren Detailgrades und der fehlenden Fähigkeit, komplexe Interaktionen zu modellieren.

Ein weiterer Nachteil der ökonomischen Modellierung besteht darin, dass nicht zwischen dLUC und iLUC unterschieden werden kann (Delzeit et al. 2011); dies muss durch Interpretation der Ergebnisse erfolgen. Fließen die mit ökonomischen Modellen gewonnenen iLUC-Faktoren ohne vorherige Trennung von dLUC und iLUC in den CF von Biokraftstoffen ein, führt dies zu Doppelzählungen und ist daher zu vermeiden. Deterministische Modelle hingegen ermöglichen in der Regel eine Unterscheidung zwischen dLUC und iLUC.

Der größte Vorteil der CGE-Modelle besteht darin, dass sie mehrere Arten von indirekten Effekten gleichzeitig abdecken können, d. h. Änderungen in anderen Sektoren als dem Nahrungsmittelsektor. Auch wenn dies prinzipiell bei den meisten ökonomischen Modellen möglich ist, werden Szenarien mit sich ändernden Bedarfen an Nahrungsmitteln, Zwischenprodukten und Kraftstoff nicht immer durchgespielt. Laborde (2011) merkt dazu beispielsweise an, dass bei der jüngsten iLUC-Berechnung des IFPRI die Analysen des Einflusses sich ändernder Nahrungsmittelbedarfe sehr limitiert waren. Im Gegensatz zu ökonomischen Modellen bieten deterministische Modelle in der Regel nicht die Möglichkeit, verschiedene Arten von indirekten Effekten gleichzeitig zu modellieren. Derartigen Effekten kann teilweise durch Anwendung relativ grober Annahmen Rechnung getragen werden.

Ein Unterschied zwischen CGE- und PE-Modellen besteht in der Art, wie sie LUC handhaben und vorhersagen. CGE-Modelle arbeiten in erster Linie mit konstanten Transformationselastizitäten (CET). Diese beschreiben, wie einfach sich eine Landfläche in einen anderen Nutzungstyp umwidmen lässt, wenn sich die Preise für Agrarrohstoffe ändern (Delzeit et al. 2011). GTAP unterscheidet beispielsweise zwischen drei Arten der Landnutzung: Anbauflächen, Grünland und zugängliche Wälder. Die Transformationselastizität von Flächen hängt letztlich vom Anteil der Gesamtrendite auf diese Landtypen ab. Häufig kritisiert wird am CGE-Modell die grobe Auflösung der Landnutzungsgruppen (Delzeit et al. 2011). Die LUC-Modellierung in PE-Modellen stützt sich in der Regel auf die Eigen- und Kreuzpreiselastizität der Nachfrage nach Land für den Anbau bestimmter Kulturarten. Diese einzelnen Bedarfe konkurrieren miteinander. Daher lässt sich die Verlagerung landwirtschaftlicher Nutzungen berechnen. Deterministische Modelle stützen sich auf ziemlich grobe Annahmen, um zu beschreiben, wie das landwirtschaftliche System auf einen Anstieg der Produktion von Rohstoffen für die Biokraftstoffherzeugung reagiert.

Die meisten bestehenden – ökonomischen und deterministischen – Modelle berücksichtigen regional spezifische Charakteristika wie lokale LUC, spezifische Kohlenstoffbestände, Landverpachtungs- und -besitzstrukturen, Bewirtschaftungspraktiken, gesellschaftliche Präferenzen sowie Handelsanreize und -schränken nur zum Teil.

Im Vergleich zu CGE-Modellen lassen PE-Modelle in der Regel einen größeren Regionalisierungsgrad zu, weil sie sich auf den Agrarsektor in einem bestimmten Land beziehen. Daher lassen sich regionale wirtschaftliche Vernetzungen und regionale Daten, z. B. erwartete Ertragsentwicklungen, detaillierter als bei der CGE-Modellierung berücksichtigen.

Ob regionale Bedingungen in deterministischen Modellen berücksichtigt werden, hängt erneut vom jeweiligen Modell und seinem Ziel ab. Während Lahl (2010) und Bauen et al. (2010) ausdrücklich darauf aus sind, regionale Daten und Informationen zu berücksichtigen, ziehen es Fritsche et al. (2010) vor, eine einfach implementierbare und universell anwendbare Methodik ohne regionale Unterschiede zu liefern. Regionale Faktoren wie ökonomische und politische Faktoren wurden von Lahl (2010) und Delzeit et al. (2011) als besonders wichtig für das Auftreten von iLUC hervorgehoben.

Diese Diskussion macht deutlich, dass sich die gegenwärtigen Ansätze zur Quantifizierung von iLUC-Faktoren hinsichtlich ihrer Methoden und ihres Geltungsbereichs grundlegend voneinander unterscheiden. Darüber hinaus gelingt es keinem der gegenwärtigen Ansätze auch nur annähernd, alle wissenschaftlichen Kriterien zu erfüllen, die zu Beginn dieses Abschnitts aufgelistet wurden. In Folge dessen enthalten die gegenwärtigen iLUC-Quantifizierungsansätze erhebliche Unsicherheiten, und die iLUC-Faktoren für ein und denselben Typ Biokraftstoff differieren immens. Die Unsicherheit und die große Streubreite der Ergebnisse für iLUC werden im folgenden Abschnitt 2.5 eingehender besprochen.

2.5. Gegenwärtige Streubreite bei iLUC-Faktoren und Unsicherheiten

In der Wissenschaft besteht ein breiter Konsens darüber, dass die aktuellen Schätzwerte für iLUC-Faktoren hochgradig unsicher sind. Selbst die Autoren, die sich für die Verwendung von iLUC-Faktoren in Ökobilanz- und CF-Berechnungen aussprechen und entsprechende politische Beschlüsse fordern, räumen ein, dass sie sich auf dünnem Eis bewegen. Die erste IFPRI-Studie kam zu dem Schluss, dass die indirekten Landnutzungsänderungen ein berechtigtes Anliegen seien, der Grad der Unsicherheit bezüglich ihres Ausmaßes jedoch groß sei (Al-Riffai et al. 2010). In der aktualisierten IFPRI-Studie räumte Laborde (2011) ein, dass „der Unsicherheitsbereich im Hinblick auf die Summe der LUC-Emissionen signifikant ist“ und der Unsicherheitsfaktor bei der LUC-Berechnung „sehr groß“ sei, wenn die Berechnung auf Ebene der Kulturart bzw. des jeweiligen Landes erfolgt (Laborde 2011). Plevin et al. (2010) siedelte den Emissionsfaktor indirekter Landnutzungsänderungen (iLUC) aufgrund der Ausweitung der Anbaufläche für Mais zur Erzeugung von Ethanol in den USA im Bereich von 10 bis 340 g CO₂/MJ an und hob hervor, dass „iLUC die unsicherste Komponente des GWI [= CF] für Biokraftstoffe ist“ (Plevin et al. 2010).

Edwards et al. (2010) formulieren dies in einer Studie für das European Commission Joint Research Centre sogar noch schärfer und sprechen von „enormen Unsicherheiten [...] in den LUC-Analysen“. Ein kürzlich im Journal of the Royal Society Interface erschienener Artikel beschreibt die Herausforderung bei der Ermittlung der LUC-Effekte der Ausweitung der Biokraftstofferzeugung als: „eine Reihe von Problemen bei der Modellierung und Hochrechnung von Biokraftstoff-Szenarien [...] und Unsicherheiten bei einer Vielzahl von Faktoren“ (Sanchez et al. 2012). In einer Studie für das britische Verkehrsministerium kamen Bauen et al. (2010) zum Schluss, dass „die Preismodellierung inhärent

unsicher [und] die iLUC-Modellierung aus mehreren Gründen komplex und unsicher ist. Zum einen ist es die Prognose von Effekten in der Zukunft, die als solche bereits unsicher ist. Zweitens lassen sich iLUC-Modelle nicht anhand historischer Daten validieren und verfeinern: Indirekte Landnutzungsänderungen sind kein beobachtbarer Parameter und wurden daher in der Vergangenheit auch nicht gemessen. Das heißt, dass es hinsichtlich der exakten Zusammenhänge zwischen Ursache und Wirkung von Landnutzungsänderungen große Unsicherheiten und kontroverse Diskussionen gibt. Drittens herrscht eine große Unsicherheit in Bezug auf die angesetzten Werte der Kohlenstoffbestände der verschiedenen Flächentypen sowie der mit Landnutzungsänderungen einhergehenden Kohlenstoffbestandsverluste.“ (Bauen et al. 2010) Bedingt durch diesen großen Grad an Unsicherheit wollen sich Bauen et al. nicht auf einen durchschnittlichen oder „in der Mitte liegenden“ iLUC-Faktor festlegen.

Wing (2004) charakterisiert die ökonomischen Modelle – die heute als Grundlage für iLUC-Berechnungen genutzt werden – als Black Boxes, die Ausgabewerte liefern, die „keinen eindeutigen Schluss auf bestimmte Merkmale ihrer Datenbasis oder der Eingabeparameter, der algebraischen Struktur bzw. des Lösungsverfahrens zulassen“ (Wing 2004). Und auch im jüngsten Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation des IPCC heißt es, dass „Modelle für die Abschätzung von iLUC-Effekten in ihren für Landnutzungsänderungen angesetzten Werten variieren. Partielle und allgemeine Gleichgewichtsmodelle nutzen verschiedene Annahmen und spiegeln unterschiedliche Zeiträume wider und erfordern daher mehr oder weniger starke Korrekturen. [...Sie] suggerieren, dass jeder iLUC-Effekt stark (bis ganz) von der Optimierungsrate der landwirtschaftlichen und tierhalterischen Bewirtschaftung sowie der Implementierungsrate der Bioenergieerzeugung abhängt.“ (IPCC 2011) Ein weiteres Problem, über das seit kurzem diskutiert wird, ist der Einfluss des gewählten zeitlichen Bezugsrahmens. Damit befassen sich Kløverpris & Müller (2013) in ihrem Ansatz zur Bilanzierung auf Basis eines Ausgangszeitpunktes.

Angesichts dieser Vielzahl von Belegen besteht kein Zweifel, dass die Unsicherheiten bei den iLUC-Quantifizierungsansätzen und ihren Ergebnissen ein schwerwiegendes Problem darstellen. Die Wissenschaft ist sich einig, dass die Unsicherheiten weit über dem Niveau liegt, das in der quantitativen Wissenschaft üblicherweise angestrebt wird. Uneins ist man sich lediglich in der Wahl der Worte für die Beschreibung der Unsicherheiten – sie reichen von „signifikant“ (Laborde et al. 2011) bis „immens“ (Edwards et al. 2010). Unterschiede gibt es auch in den empfohlenen politischen Konsequenzen. Dies bewegt sich jedoch außerhalb des wissenschaftlichen Bereichs – auch wenn sich einige Forscher mit großem Sendungsbewusstsein dazu berufen fühlen. Trotz des begrenzten Wissens und der beschriebenen Unsicherheiten schrecken manche Autoren nicht davor zurück, ‚exakte‘ iLUC-Faktoren zu propagieren und deren Implementierung in gesetzlichen Regelungen zu fordern (z. B. Fritsche & Wiegmann 2011). Andere hingegen setzen auf wissenschaftliche Seriosität und legen sich nicht auf konkrete, mehr oder weniger willkürliche Werte für iLUC-Faktoren fest, die anfällig für einen kontextbefreiten Gebrauch bzw. Missbrauch sind (Bauen et al. 2010).

Diese allgemeine Diskussion über die Unsicherheiten erklärt, warum die verschiedenen iLUC-Schätzungen der einzelnen Autoren für ein- und denselben Biokraftstoff so stark voneinander abweichen. Aufgrund der mangelnden Belastbarkeit der Analysen und des Umstands, dass diese Unsicherheiten in erster Linie auf systematische, nicht auf statistische Fehler zurückzuführen sind, lässt sich gegenwärtig nicht ermitteln, welches der Ergebnisse zutreffender ist. Das Problem ist nicht allein die bloße Streubreite der Werte. Bisher ist noch nicht einmal klar, ob der iLUC-Effekt verschiedener Biokraftstoffe positiv oder negativ ist.

Abbildung 3 aus der Studie von Edwards et al. (2010) für die EU-Kommission vermittelt einen Eindruck von der Streubreite der Werte. Dabei ist anzumerken, dass sich die Fehlerbalken auf nur eine der verschiedenen Unsicherheitsquellen beziehen: die Boden-C-Emissionen. Als Basis wurde ein Mittelwert von 40 t C/ha für Boden-C-Emissionen verwendet. Die IPCC-Standardwerte geben für Agrarflächen in der EU und in den USA 38 bis 95 tC/ha nach Flächenumwandlung an. Die Fehlerbalken repräsentieren den maximalen Bereich unter Verwendung von 95 tC/ha (Wert, der auch in Searchinger et al. 2008 verwendet wird) und das Minimum, das von einem Emissionsfaktor in Höhe von 10 tC/ha abgeleitet ist (in FAPRI-CARD-Berechnungen mit GREEN-AGSIM verwendet, die dem JRC gemeldet wurden) (Edwards et al. 2010). Insgesamt reichen die Ergebnisse von praktisch keinem LUC bis zu 800 g CO₂/MJ.

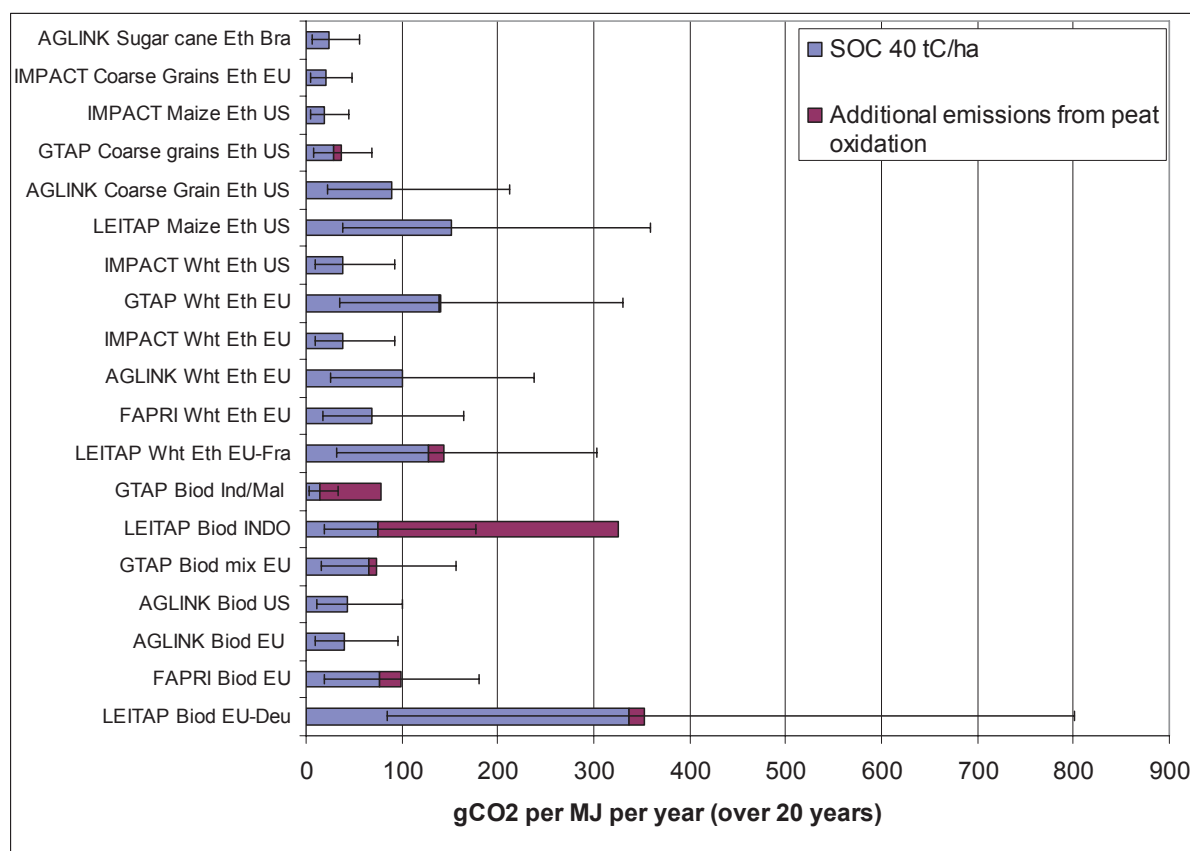


Abbildung 3: Näherungsweise Angabe der THG bei angenommenen 40 tC/ha über 20 Jahre, aus Edwards et al. (2010)

Die für die iLUC-Faktoren für verschiedene Szenarien in der Literatur gefundenen Werte variieren bei Bioethanol von negativen Werten (z. B. $-116 \text{ gCO}_2\text{e/MJ}$ (Dunkelberg 2013) bzw. $-85 \text{ gCO}_2\text{e/MJ}$ (Lywood et al. 2009)) bis zu $350 \text{ gCO}_2\text{e/MJ}$ (Plevin et al. 2010). Bei Biodiesel beginnen die Werte momentan bei annähernd 0 ($1 \text{ gCO}_2\text{e/MJ}$ nach Tipper et al. (2009)) und reichen bis zu $1434 \text{ gCO}_2\text{e/MJ}$ als Obergrenze bei Lapola et al. (2010).

Nicht zuletzt zeigt sich bei der Entwicklung von iLUC-Schätzungen auf der Basis ökonomischer Modelle auch ein auffälliger Trend. Auch wenn die Zeitreihe relativ kurz ist und auch für diesen Trend alle geschilderten Unsicherheiten gelten, fällt auf, dass die iLUC-Werte mit der Zeit schrumpfen.

Abbildung 4 zeigt, dass die erste Studie aus 2008 von Searchinger et al. (2008), die dazu beitrug, die gesamte Problematik auf die Agenda zu bringen, mit mehr als $100 \text{ g CO}_2\text{/MJ}$ Ethanol mit Abstand den größten Wert angibt. Zwei Jahre später ergaben mehrere Studien iLUC-Faktoren für Ethanol, die zwar stark voneinander abwichen, aber ausnahmslos unter $50 \text{ g CO}_2\text{/MJ}$ Ethanol lagen. Die neuesten Studien aus 2011 ergaben noch kleinere Werte, die sich alle im Bereich um $10 \text{ g CO}_2\text{/MJ}$ Ethanol bewegen. Setzt sich dieser Trend fort, nehmen die resultierenden iLUC-Faktoren u. U. schon sehr bald negative Werte an – eine Entwicklung, von der mehrere Autoren, die mit deterministischen Modellen arbeiten, bereits jetzt ausgehen (z. B. Lywood et al. 2009).

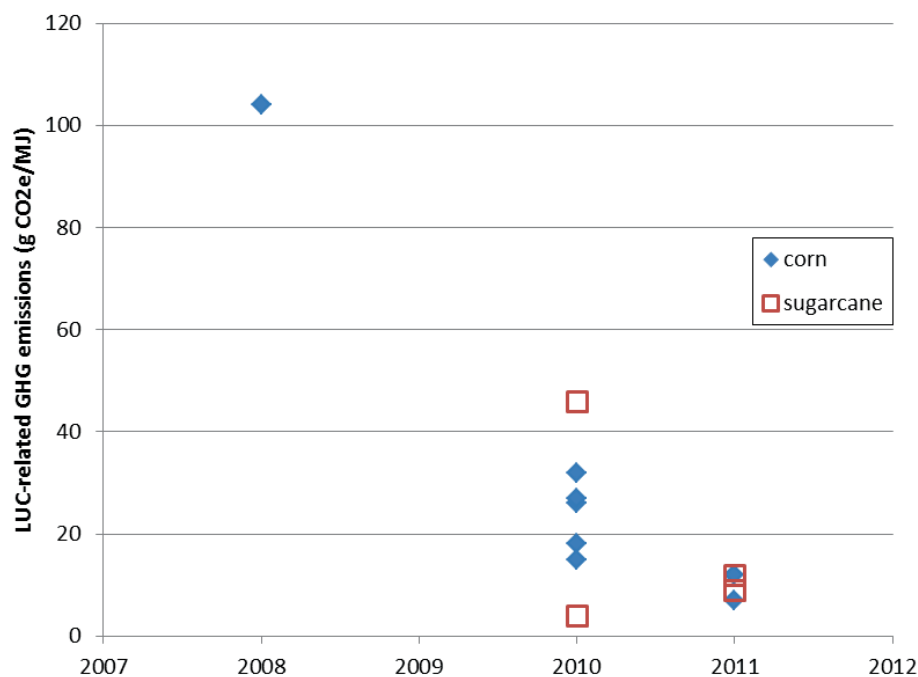


Abbildung 4: Entwicklung der iLUC-Faktoren (ökonomische Modelle) für Ethanol, Daten aus Wicke et al. (2012)

Die Beobachtung, dass iLUC-Faktoren mit der Zeit schrumpfen, wird auch im kürzlich in Biofuels erschienenen Übersichtsartikel von Wicke et al. (2012) beschrieben. Dort heißt es, „...im Verlauf von 2009, 2010 und 2011 Fortschritte bei der Entwicklung und Verfeinerung der Analysen [...] gemacht wurden. Hinsichtlich der Ethanolherzeugung auf Maisbasis wurde der LUC-Effekt von Mais-Ethanol aus den USA anfänglich mit 104 g CO₂-Äquivalent pro Megajoule angegeben. [...] Im Zuge der Weiterentwicklung und Optimierung des GTAP-Bioenergie-Modells (Global Trade Analysis Project) der Purdue University sanken die für die LUC-bedingten THG-Emissionen angesetzten Werte stark (von zunächst 32 g CO₂e/MJ, die im kalifornischen Low Carbon Fuel Standard angesetzt sind, auf inzwischen 15 g CO₂e/MJ). Würde man im kalifornischen Low Carbon Fuel Standard den LUC-Emissionsfaktor von Mais-Ethanol entsprechend anpassen, würde der Großteil der Ethanol-Produktion auf Maisbasis die bis 2020 geforderte Emissionsminderung von 10 % gegenüber fossilen Kraftstoffen erfüllen. Beim gegenwärtigen Faktor von 32 gCO₂e/MJ ist dies nicht der Fall. [...] Auch Al-Riffai et al. (2010) und in jüngerer Zeit Laborde (2011) ermittelten Werte für Mais-Ethanol, die erheblich unter dem ursprünglich vorgeschlagenen Wert liegen (Wicke et al. 2012).“

Dieselbe Beobachtung spiegelt sich auch in der Auswertung der verfügbaren iLUC-Literatur im neuesten IPCC Report on Renewable Energy (IPCC 2011) wider. Dort heißt es, „dass es den ersten Modellen an geografischer Auflösung fehlte, was dazu führte, dass höhere Landnutzungsanteile als erforderlich als Entwaldung definiert wurden, weil die Modelle über keine sonstigen verwendbaren Flächentypen verfügten (z. B. Weideland in Brasilien). Während in der ersten Abhandlung von Searchinger et al. (2008) ein iLUC-Faktor von 0,8 (Verlust von 0,8 ha bewaldeter Fläche für jeden Hektar für Bioenergie genutzter Fläche) angesetzt wurde, sank dieser Faktor in späteren Studien (2010), die makro-ökonomische mit biophysikalischen Modellen koppelten, auf 0,15 bis 0,3 (siehe z. B. Al-Riffai et al. 2010, IPCC 2011).“

In diesem Abschnitt wurden die Unsicherheiten und die gegenwärtige Streubreite der iLUC-Faktoren besprochen. Er schließt die Vorstellung der verschiedenen Konzepte und Ansätze für die Quantifizierung von iLUC zur Integration in die Ökobilanz ab. Vor der weiteren Analyse der wissenschaftlichen Belastbarkeit und Konsistenz dieser Ansätze in Abschnitt 4 werden im folgenden Abschnitt 3 die gegenwärtig geltenden Bestimmungen in internationalen Ökobilanz- und CF-Normen erläutert.

3. Bestimmungen in internationalen Ökobilanz- und CF-Normen

Dieser Abschnitt enthält einen Überblick über die Bestimmungen in geltenden internationalen Normen im Bereich Ökobilanzierung und Carbon Footprinting im Hinblick auf indirekte Effekte, insbesondere auf indirekte Landnutzungsänderungen. Dazu wurde eine Unterteilung in allgemeine ökobilanzbezogene Normen und Richtlinien sowie allgemeine Carbon-Footprint-Normen und -Richtlinien vorgenommen. Es würde den Rahmen der vorliegenden Analyse sprengen, sich sämtlichen einschlägigen Dokumenten zu widmen. Deshalb wurde mit Hinblick auf die Relevanz für das Produktsystem Biokraftstoffe und die weltweite Geltung eine Auswahl vorgenommen. Folgende Normen und Richtlinien werden untersucht:

- allgemeine Ökobilanz-Normen und -Richtlinien
 - ISO-Normen zur Ökobilanz (14040 2006, ISO 14044 2006)
 - EC Product Environmental Footprint Guide (PEF 2012)
 - ILCD Handbook (ILCD 2010)
 - Französische Kennzeichnungsrichtlinien (ADEME 2009)

- allgemeine Carbon-Footprint-Normen und -Richtlinien
 - ISO-Normentwurf zum Carbon Footprinting (ISO DIS 14067 2012)
 - GHG Protocol Product Standard (GHG 2011)
 - PAS 2050 (PAS 2050 2011)
 - Japanische CF-Spezifikation (METI 2009)
 - Koreanische CF-Kennzeichnungsrichtlinie (KEITI 2010)

3.1. ISO 14040 und ISO 14044

Die wichtigsten internationalen Ökobilanz-Normen enthalten keine expliziten Bestimmungen im Hinblick auf die Integration direkter oder indirekter Landnutzungsänderungen innerhalb des Treibhausgaspotentials von Landnutzungsänderungen. Bei Fertigstellung der neuesten Fassung der Normen im Jahr 2006 (Finkbeiner et al. 2006) gab es noch keine Debatte über dLUC und iLUC. Zu dieser Zeit wurde die Landnutzung als Wirkungskategorie nur als Näherungswert für die Auswirkungen auf die biologische Vielfalt diskutiert.

Nach der Überarbeitung gab es jedoch offizielle Anfragen bei allen nationalen Normungsorganisationen und Interessenträgern bezüglich der Bereiche, die in Bezug auf diese zentralen Ökobilanz-Normen einer Überarbeitung bedürfen. Die letzte wurde 2012 abgeschlossen und diskutiert. Keines der 67 nationalen Normungsinstitute und auch keine der bekannten internationalen Organisationen wie die Food and Agriculture Organization (FAO) der Vereinten Nationen, der World Business Council for Sustainable Development (WBCSD), Consumer International (CI) oder die Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) forderten die Aufnahme indirekter Effekte in die Normen, weil diese Normen in ihrem Geist und Grundverständnis klar auf direkte und primäre Stoff- und Energieströme

fokussiert sind, die sich einem Produktsystem eindeutig zuschreiben lassen. In Ermangelung konkreter Regelungen in den Normen wird dies anhand einiger Aspekte konkretisiert, die diese Haltung implizit vermitteln.

Der Präferenz für Methodiken, die naturwissenschaftlich begründbar sind, – also der Priorität eines wissenschaftlichen Ansatzes – wird in einem der Grundsätze der ISO 14040 Ausdruck verliehen. Dort heißt es „Entscheidungen innerhalb einer Ökobilanz basieren vorzugsweise auf naturwissenschaftlichen Erkenntnissen. Wenn das nicht möglich ist, dürfen andere wissenschaftliche Ansätze (z. B. aus Sozial- und Wirtschaftswissenschaften) angewendet oder darf Bezug auf internationale Übereinkommen genommen werden. Wenn weder eine wissenschaftliche Grundlage vorhanden ist, noch eine Begründung auf der Grundlage anderer wissenschaftlicher Ansätze oder internationaler Übereinkommen möglich ist, dann dürfen Entscheidungen gegebenenfalls auf Werthaltungen basieren.“

Der Grundsatz an sich ist zwar offen für andere Ansätze, die Bestimmungen bezüglich der Systemgrenze (Bilanzraum), des Produktsystems und der Grundprozesse sind jedoch restriktiver. Aus methodischer Sicht ist die Integration von LUC in die Modellierung der THG-Emissionen eine Frage der Systemgrenzen, die das Produktsystem definieren. Die ISO 14040 sagt dazu: „Ökobilanzen werden erstellt, indem Produktsysteme als Modelle festgelegt werden, die die wichtigsten Elemente physischer Systeme beschreiben.“ Dies wird durch die Aussage konkretisiert: „die Systemgrenze legt die Prozessmodule fest, die in das System einzubeziehen sind. Im Idealfall sollte das Produktsystem so modelliert werden, dass die Inputs und Outputs an seinen Grenzen Elementarflüsse sind. [...] Die Auswahl der Elemente des zu modellierenden physischen Systems hängt von der Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens der Studie [ab] ...“ Das Produktsystem und seine Grundprozesse als zentrale Elemente einer jeden Ökobilanzierung sind physisch definiert und als solche nicht darauf ausgelegt, nichtphysische, indirekte Markteffekte wie iLUC abzudecken.

Wenn iLUC nicht von der Systemgrenze und dem Produktsystem als solchem erfasst wird, könnte man argumentieren, iLUC sei als Allokationsproblem zu sehen (siehe dazu auch Abschnitt 4.2). In der Praxis erfolgt die Flächenumwandlung durch den landwirtschaftlichen Betrieb, dessen angebaute Kulturen durch die Biokraftstoffkultur verdrängt wurden. Bei einem Ökobilanz-Standardansatz werden diese dem Betrieb komplett als dLUC angerechnet. Wird jedoch eine Ökobilanz einer „vertriebenen Kultur“ aufgestellt, könnte der gesamte dLUC oder ein Teil davon in folgendem Sinne der „auslösenden Kultur“ zugeschrieben werden:

$$dLUC_{\text{netto}} (\text{vertriebene Kultur}) = dLUC_{\text{brutto}} (\text{vertriebene Kultur}) - iLUC (\text{auslösende Kultur})$$

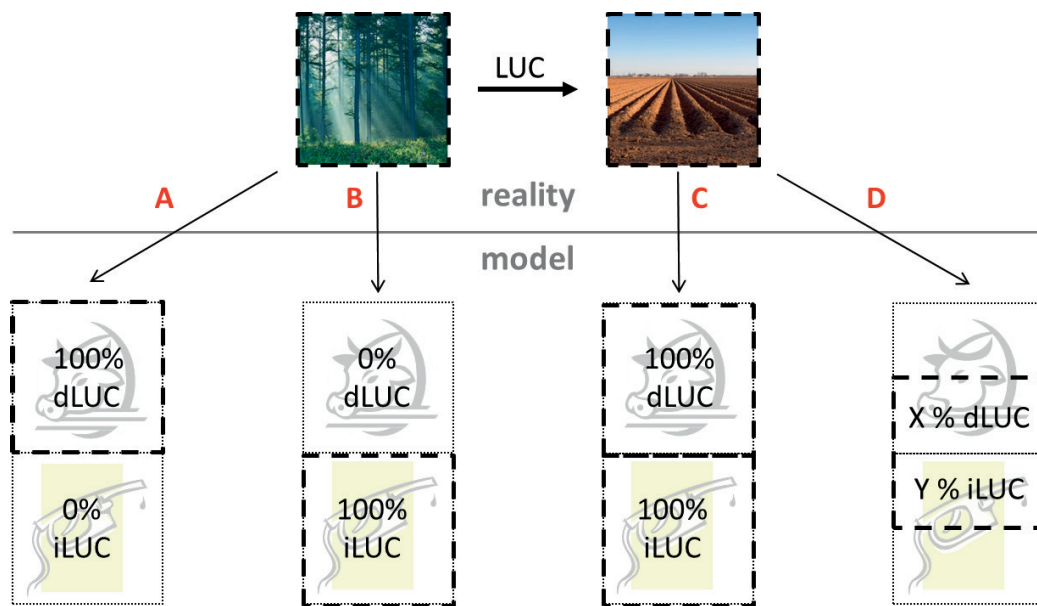


Abbildung 5: Möglichkeiten für die ‚Inter-crop Allocation‘ und zugehörige Modellierungsergebnisse

Abbildung 5 zeigt die verschiedenen Modellierungsoptionen in schematischer Darstellung. Was in der Praxis passiert, ist im oberen Teil von Abbildung 5 dargestellt. In der realen Welt lässt sich nur die Landnutzungsänderung beobachten – hier dargestellt am Beispiel der Umwandlung von Wald in Ackerfläche. Es gibt mehrere Möglichkeiten, diesen Prozess in der Ökobilanz zu modellieren – je nach den Allokationsmöglichkeiten für die von LUC erzeugte Last. Die LUC-Last lässt sich entweder dem direkten Prozess zuordnen, der für die physische Abholzung des Waldes verantwortlich ist. Das wäre dann dLUC wie hier am Beispiel der Rinderhaltung dargestellt. Die LUC-Last könnte aber auch indirekt einem Prozess zugeordnet werden, der mutmaßlich für die Abholzung des Waldes durch den Rinderhalter verantwortlich ist. Das wäre dann iLUC – hier am Beispiel der Biokraftstoffherzeugung verdeutlicht.

Die physische Realität und die physische Allokation werden in Fall A von Abbildung 5 dargestellt. In Fall A übernimmt die direkte physische Handlung 100 % der Last. In Folge dessen liegt iLUC bei 0 %. Der zweite Fall (B) zeigt die von den Befürwortern des iLUC-Konzepts bevorzugte Allokation, auch wenn sie diese nicht als Allokationsmöglichkeit präsentieren. Wenn die gesamte dLUC-Last der vertriebenen Kultur (hier z. B. dem Viehfutter) als iLUC der auslösenden Kultur angerechnet wird, liegt der resultierende dLUC der vertriebenen Kultur bei Null. Dies kann nur auf der Basis ökonomischer Annahmen erfolgen und steht nicht im Einklang mit der prozessbasierten Ökobilanz. Dieses Szenario setzt zudem offenkundig falsche Anreize, weil der Rinderhalter, der den Wald tatsächlich abholzt (physische Realität!), dafür nicht bestraft wird. Der Rinderhalter, der die Bäume fällt, wird überhaupt nicht belastet, weil er dafür nicht für schuldig befunden und indirekt zu Lasten eines anderen (hier: des Biokraftstoffherzeugers) von der LUC-Schuld befreit wird.

Fall C stellt den Fall der Doppelzählung dar. In diesem Fall wird die Fläche, für die LUC angefallen ist, sowohl den Rindern als auch dem Biokraftstoff angerechnet. Das hat zur Folge, dass 100 % dLUC und

100 % iLUC vorliegen. Dies entspricht offenkundig nicht der Vorgabe der Norm, eine Doppelzählung zu vermeiden. Der letzte Fall (D) wird hier als Beispiel für eine explizite Aufteilung zwischen auslösender und vertriebener Kultur (inter-crop-allocation) angeführt. Aus Gründen der Transparenz muss für die LUC-Last explizit eine Aufteilungsoption gewählt werden. Soll iLUC überhaupt berücksichtigt werden, müssen bei dieser Aufteilung Doppelzählungen und ungewollte Trittbrettfahrer-Anreize vermieden werden. Es stehen – wie üblich – verschiedene Aufteilungsmethoden zur Verfügung. Diese müssen jedoch eindeutig die Bedingung erfüllen, dass die angerechnete Last in der Summe 100 % betragen muss. Ein weiteres Beispiel für die ‚Inter-crop Allocation‘ findet sich in Abschnitt 4.2.

Nach ISO 14044 unterstützen die Anforderungen für die Sachbilanzphase und die Daten kein derartiges indirektes, ökonomisch motiviertes Anrechnungsverfahren. Die Norm besagt, dass „die Sachbilanz auf Materialbilanzen zwischen Input und Output basiert. Anrechnungsverfahren müssen daher solche elementaren Input-/Output-Beziehungen und -Merkmale möglichst exakt nachbilden.“ Ferner heißt es eindeutig, dass „dieselben Berechnungsverfahren in der gesamten Studie einheitlich anzuwenden sind“. Während die Sachbilanz in der Regel auf Basis direkter physischer Daten von Material- und Energieflüssen berechnet wird, stehen die makroökonomischen Berechnungen indirekter Effekte ganz klar auf einem anderen Blatt.

Im Hinblick auf die Daten und deren Qualität sind die Anforderungen der ISO 14044 klar: „Wurden Daten aus veröffentlichten Quellen entnommen, muss auf die Quelle verwiesen werden. Bei jenen Daten, die für Schlussfolgerungen aus der Studie wesentlich sein können, muss auf die Einzelheiten über das entsprechende Datenerhebungsverfahren, die Zeitspanne, in der die Daten gesammelt wurden, und weitere Angaben zu Indikatoren der Datenqualität verwiesen werden. Es muss angegeben werden, wenn diese Daten die Anforderungen an die Datenqualität nicht erfüllen.“ Für die Wirkungsabschätzung sollte die Ökobilanz „folgende mögliche [...] Fehlerquellen beachten: a) ob die Qualität der Sachbilanzdaten und -ergebnisse für die Durchführung der Wirkungsabschätzung ... ausreicht ...“

Im Hinblick auf ihre Qualität, Genauigkeit, Transparenz und Reproduzierbarkeit erfüllen die bestehenden iLUC-Daten nach Darstellung in Abschnitt 2 die Anforderungen der ISO 14044 offenkundig nicht – sofern die Definition des Untersuchungsrahmens einer speziellen Fallstudie eine derartige, grob vereinfachende und fehleranfällige Datenqualität nicht ausdrücklich akzeptiert. Die Norm schreibt jedoch die Vereinbarkeit von Untersuchungsrahmen und Ziel vor. In Folge dessen wäre der Informationswert einer solchen Untersuchung auf ein so niedriges Niveau reduziert, dass sie vielleicht für akademische Trockenübungen interessant, aber für die Entscheidungsfindung ohne Relevanz wäre.

Zu einem ähnlichen Schluss kommt die von der EU-finanzierte „Co-ordination Action for innovation in Life-Cycle Analysis for Sustainability“ (CALCAS) in ihrem Blue Paper. Dort heißt es: „Die standardmäßige ISO-Ökobilanz berücksichtigt keine ökonomischen Beziehungen. [...] Die Einbindung meso- und makro-ökonomischer Modelle (Modellierung von Arbeit, Kapital, ökonomischem Wachstum, Ausgaben usw.) geht definitiv über das hinaus, was die ISO-Ökobilanz leistet und was heutzutage in typischen Ökobilanz-Studien getan wird (CALCAS 2009).“

Weil die ISO 14040 und ISO 14044 das „Grundgesetz der Ökobilanz“ (Finkbeiner 2013) definieren, wurden sie hier ausführlich besprochen, um die Lücke in den ausdrücklichen Bestimmungen zu iLUC mit Interpretationen den impliziten Absichten in diesen Normen zu füllen.

3.2. EC Product Environmental Footprint (PEF) Guide

Der „Fahrplan für ein ressourcenschonendes Europa“ der Europäischen Kommission enthält Vorschläge zur Erhöhung der Ressourceneffizienz und der Entkopplung des Wirtschaftswachstums vom Einsatz von Ressourcen und Umweltauswirkungen aus Lebenszyklus-Perspektive. Eines seiner Ziele lautet wie folgt: „Festlegung eines gemeinsamen methodischen Ansatzes durch die Kommission, damit die Mitgliedstaaten und der Privatsektor ihre Umweltbilanz in Bezug auf Erzeugnisse, Dienstleistungen und Unternehmen auf der Grundlage einer umfassenden Bewertung der Umweltauswirkungen während des gesamten Lebenszyklus bewerten, anzeigen und vergleichen können („ökologischer Fußabdruck“)" (PEF 2012). Der Europarat forderte die Kommission auf, unterstützende methodische Ansätze zu entwickeln. Der PEF-Leitfaden ist das Ergebnis dieses Prozesses.

Er definiert Folgendes: „Treibhausgasemissionen, die auf direkte Landnutzungsänderungen zurückzuführen sind, müssen Produkten i) nach der Landnutzungsänderung [Verwendung der Richtwertetabelle des IPCC] 20 Jahre lang zugeordnet werden [...]; Treibhausgasemissionen infolge indirekter Landnutzungsänderungen dürfen nicht erfasst werden.“

Weitere Details dazu finden sich im Anhang. Dort wird der Berechnungsansatz für dLUC detaillierter ausgeführt und der Ausschluss der iLUC begründet: „Diese indirekten Effekte lassen sich mittels ökonomischer Modellierung des Flächenbedarfs bzw. durch Modellierung der Verlagerung von Aktivitäten im globalen Maßstab bemessen. Der wichtigste Nachteil dieser Modelle ist ihre Abhängigkeit von Trends, die zukünftige Entwicklungen u. U. nicht präzise widerspiegeln, sowie ihre Gründung in politischen Entscheidungen. Für die Berechnung von Emissionen, die auf indirekte Landnutzungsänderungen zurückzuführen sind, gibt es keine breit akzeptierten Bestimmungen. Daher werden hier keine speziellen Empfehlungen oder Richtlinien ausgesprochen. Ihre Analyse im Rahmen der PEF-Untersuchung ist nicht vorgesehen.“

3.3. ILCD Handbook

Das ILCD Handbook besteht aus einer Reihe technischer Dokumente, die einen Leitfaden für die gute fachliche Praxis in der Ökobilanzierung in Wirtschaft und Politik bieten. Die Entwicklung des ILCD wurde von der Europäischen Kommission koordiniert und erfolgte im Rahmen eines breit angelegten internationalen Konsultationsprozesses mit Fachleuten, gesellschaftlichen Anspruchsgruppen und der Öffentlichkeit (ILCD 2011).

Zu indirekten Landnutzungsänderungen merkt das ILCD Handbook an, dass sie nicht mit der prozessbasierten Ökobilanz konform gehen, aber „...einen Aspekt der folgenorientierten Modellierung“ darstellen. Darüber hinaus heißt es im ILCD Handbook weiter, dass iLUC umfassend und nicht nur unter Einbeziehung der primären Effekte der Vertreibung von Kulturarten modelliert werden müssen: „Ein Beispiel für sekundäre Folgen ist, dass der marginal gestiegene Preis der vertriebenen Kulturart (und potentiell in einem bestimmten Grad auch der von flächenintensiven Gütern im Allgemeinen) ein Anreiz für das Erzielen höherer Erträge durch Einsatz von mehr Dünger und besserer Bewirtschaftung sein kann. Dies kann die Notwendigkeit einer indirekten Landnutzungsänderung zum Teil reduzieren, und es muss weniger Land als die momentan für den Biokraftstoff genutzte Menge andernorts umgewidmet werden.“ Betont wird auch, dass der iLUC-Ansatz, sofern verwendet, einheitlich auf alle

Produktsysteme, und nicht nur auf Biokraftstoffe, angewendet werden muss: „Es ist zu beachten, dass dies in der Logik der folgenorientierten Modellierung für sämtliche Landnutzungen gilt, einschließlich Nahrungsmittelerzeugung, Industrieanlagen, Wohngebäude usw...“

Das ILCD Handbook räumt ein, dass es gegenwärtig keine wissenschaftlich belastbaren Methoden für die iLUC-Quantifizierung gibt: „Da es für die indirekte Landnutzungsänderung keine breit akzeptierten Bestimmungen gibt, diese aber gerade von mehreren Organisationen erarbeitet werden, gibt es an dieser Stelle keine Festlegungen. Wie indirekte Landnutzungsänderungen angemessen zu integrieren sind, muss daher für den Einzelfall im Einklang mit den allgemeinen Richtlinien für die folgenorientierte Modellierung entwickelt werden. Dies gilt, solange im Rahmen des ILCD keine speziellen Bestimmungen veröffentlicht werden. Diese können Bestandteil einer späteren Revision sein.“

3.4. Multikriterieller Standard der französischen Grenelle-Gesetze (BPX 30-323)

Der Grenelle de l'environnement definierte den Rahmen für die Entwicklung eines allgemeinen methodischen Ansatzes für die französische Umweltkennzeichnung von Produkten. Sie geht über die bloße Forderung nach einem Carbon Footprint für jede Produktkategorie hinaus, weil BPX 30-323 eine allgemeine Richtlinie für die produktspezifische, mehrere Kriterien umfassende Kommunikation im Einklang mit ISO 14040/44 liefert. Darüber hinaus enthält BPX 30-323 Richtlinien für bestimmte PCRs. Zudem begann die Agency for Environment and Energy Management (ADEME) mit der Entwicklung einer öffentlichen Datenbank mit Sachbilanz-Daten.

Gegenwärtig läuft in Frankreich eine landesweite Erprobung der Umweltkennzeichnung von Verbraucherprodukten mit 168 teilnehmenden Unternehmen.

Im Hinblick auf LUC decken sich die Anforderungen mit ISO/DIS 14067 (siehe Abschnitt 3.5). Bezüglich der Quantifizierung der direkten Nutzungsänderung wird auf die IPCC-Methodik verwiesen, während die indirekte Landnutzungsänderung ausgeklammert bleibt, solange es kein international vereinbartes Verfahren gibt.

3.5. ISO DIS 14067

ISO DIS 14067 ist die Norm der International Organization for Standardization (ISO) zur Bestimmung des Carbon Footprint von Produkten. Sie hat noch den Status eines Entwurfs (Draft International Standard, DIS) und wurde daher noch nicht in ihrer endgültigen Fassung veröffentlicht. Die nachstehend zusammengefassten Anforderungen bezüglich der Landnutzungsänderung werden sich jedoch vermutlich nicht mehr erheblich ändern.

In Abschnitt 6.4.9.4 der ISO DIS 14067 heißt es: „Die positiven und negativen THG-Emissionen – sofern signifikant –, die als Folge direkter Landnutzungsänderungen (dLUC) auftreten, sind nach international anerkannten Verfahren wie den Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories des IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) zu ermitteln und in den CFP zu integrieren. Positive und negative LUC-THG-Emissionen sind im CFP-Untersuchungsbericht gesondert zu dokumentieren. Bei Anwendung standortspezifischer Daten sind diese im CFP-Untersuchungsbericht transparent zu dokumentieren. Indirekte Landnutzungsänderungen (iLUC) sind in CFP-Untersuchungen zu berücksichtigen.“

sichtigen, sobald ein international vereinbartes Verfahren existiert. Alle getroffenen Entscheidungen und Annahmen sind im CFP-Untersuchungsbericht zu begründen und zu dokumentieren.“

3.6. PAS 2050:2011

Die PAS 2050 des British Standards Institute hat internationale Bedeutung erlangt, weil sie eine der ersten einzelstaatlichen Normen in Bezug auf den Carbon Footprint war. Die erste Fassung aus dem Jahr 2008 wurde 2011 überarbeitet. Die PAS 2050 befasst sich mit der Integration und Behandlung von Landnutzungsänderungen und schreibt diesbezüglich Folgendes vor: „Die positiven und negativen THG-Emissionen, die aus direkten Landnutzungsänderungen hervorgehen, sind mit Bezug auf den Lebenszyklus eines Produkts zu analysieren, das von dieser Fläche stammt, und in die Ermittlung der THG-Emissionen des Produkts zu integrieren.“ Die PAS 2050 liefert einen Leitfaden für eine spezifische Beurteilung und im Anhang einige Richtwerte für Landnutzungsänderungen.

Die Anrechnungsdauer für eine Landnutzungsänderung beträgt 20 Jahre oder einen einzelnen Erntezeitraum vor Beginn der Analyse (je nachdem welcher Zeitraum länger ist). Die THG-Emissionen sind zu gleichen Teilen auf jedes Jahr des Zeitraums umzulegen. Die PAS enthält folgenden Hinweis: „Indirekte Landnutzungsänderungen sind geänderte Landnutzungen in Folge von Änderungen der Landnutzung an einem anderen Ort. Auch durch indirekte Landnutzungsänderungen entstehen THG-Emissionen. Die Methoden und Datenanforderungen zur Berechnung dieser Emissionen wurden jedoch noch nicht vollständig entwickelt. Daher ist die Ermittlung von Emissionen aufgrund indirekter Landnutzungsänderungen nicht Gegenstand dieser PAS. Die Einbindung indirekter Landnutzungsänderungen wird für zukünftige Fassungen dieser PAS erwogen.“

3.7. Japanische und koreanische Carbon-Footprint-Richtlinien

Die japanischen und koreanischen Carbon-Footprint-Spezifikationen und -Richtlinien werden hier kurz besprochen, weil sie zu den Dokumenten gehören, die bei Unternehmen weltweit die breiteste Anwendung finden.

Das CFP-Pilotprojekt der japanischen Regierung erbrachte bisher unter anderem folgende Ergebnisse: gegenwärtig 73 offizielle CFP-PKR (Produktkategorieregeln; die Regeln für die Bilanzierung des CFP) und 495 zugelassene CFP-Produkte (von circa 100 Unternehmen) sowie eine Datenbank mit Emissionsfaktoren (die mehr als 1200 Dateneinträge für Materialien und Energieformen enthält). Im Rahmen der koreanischen Kennzeichnungsrichtlinie wurden mehr als 360 Waren und Dienstleistungen zur Kennzeichnung zugelassen.

Im Hinblick auf iLUC enthalten weder die Japanische Technische Spezifikation TS Q 0010 „Allgemeine Richtlinie für die Ermittlung und Kommunikation des Carbon Footprint von Produkten“ noch die koreanische Richtlinie spezielle Regelungen zur Integration von iLUC.

Ähnlich wie bei der ISO 14040 und ISO 14044 lässt sich das Fehlen konkreter Bestimmungen so interpretieren, dass die Integration von iLUC in die CF-Ermittlung nicht beabsichtigt ist.

4. Analyse der wissenschaftlichen Belastbarkeit und Konsistenz

Dieser Abschnitt enthält eine Zusammenfassung der Ökobilanz- bzw. CF-spezifischen Anforderungen von Normen und Richtlinien gemäß Beschreibung in Abschnitt 3 sowie der Konzepte und Ansätze zur Quantifizierung von iLUC gemäß Beschreibung in Abschnitt 2. Durch Abgleich der Anwendungsvorgaben mit dem gegenwärtigen Stand der wissenschaftlichen Forschung werden im Hinblick auf die Methoden (Abschnitt 4.2), auf die Daten (Abschnitt 4.3) und abschließend die Ergebnisse (Abschnitt 4.4) auf die wissenschaftliche Belastbarkeit und Konsistenz untersucht. Vor diesen stärker wissenschaftlich orientierten Teilen werden im folgenden Abschnitt 4.1 die technischen Anforderungen der geltenden Normen zusammengefasst.

4.1. Übereinstimmung mit Normenvorgaben und Richtlinien

Abschnitt 3 bot einen allgemeinen Überblick über die aktuellen Normen und Richtlinien bezüglich Ökobilanz und CF sowie eine Analyse der geltenden Vorgaben im Hinblick auf iLUC. Dieser Abschnitt bietet einen Überblick über diese Bestimmungen und einen Vergleich der Anforderungen.

Die Ergebnisse dieser Analyse werden in erster Linie in Form zweier Tabellen (siehe Tabelle 2 und Tabelle 3) präsentiert. Diese Tabellen bieten einen Überblick darüber, was die einschlägigen Normen im Hinblick auf fünf wichtige Aspekte bezüglich der Integration von iLUC in Ökobilanz und CF aussagen, d. h., ob die Integration von iLUC-Faktoren

- verpflichtend ist
- vorgesehen ist, sobald eine belastbare Methode existiert
- auf die folgenreorientierte Ökobilanz (consequential LCA) beschränkt ist
- die Ermittlung aller indirekten Effekte erfordert
- die iLUC-Integration für alle Produkte erfordert.

Tabelle 2 und Tabelle 3 unterscheiden sich in der Strenge der Auslegung der Normen. Tabelle 2 folgt einer strengen formalen Auslegung der Normen und schließt nur jene Aspekte ein, für die es im Text explizite Aussagen bzw. explizit keine konkreten Vorgaben gibt. Daher bleibt mehr als die Hälfte der Tabelle leer. Bei etwas weiterer Auslegung der impliziten Absichten der Normen lassen sich jedoch die meisten dieser Lücken füllen. Tabelle 3 zeigt die Ergebnisse bei Berücksichtigung der impliziten Aussagen.

Tabelle 2: Überblick über die iLUC-Vorgaben in Normen und Richtlinien (nur expliziter Inhalt)

	iLUC inclusion mandatory	iLUC inclusion intended – if methods robust	if iLUC is included, restricted to consequential LCA	if iLUC is included, then also other indirect effects	if iLUC is included, then for all products
Generic LCA standards					
ISO 14040/44	no				
EC PEF Guide	no				
ILCD Handbook	no		yes	yes	yes
French Labelling Scheme	no	yes			yes
Generic CF standards					
ISO DIS 14067	no	yes			yes
GHG Protocol	no		yes		yes
PAS 2050	no	neutral			
Japanese CF Specification	no				
Korean CF Guideline	no				

Tabelle 3: Überblick über die iLUC-Vorgaben in Normen und Richtlinien (inkl. der impliziten Aussagen)

	iLUC inclusion mandatory	iLUC inclusion intended – if methods robust	if iLUC is included, restricted to consequential LCA	if iLUC is included, then also other indirect effects	if iLUC is included, then for all products
Generic LCA standards					
ISO 14040/44	no	no	NA	yes	yes
EC PEF Guide	no	NA	NA	yes	yes
ILCD Handbook	no	NA	yes	yes	yes
French Labelling Scheme	no	yes	NA	no	yes
Generic CF standards					
ISO DIS 14067	no	yes	NA	no	yes
GHG Protocol	no	no	yes	no	yes
PAS 2050	no	yes	NA	no	yes
Japanese CF Specification	no	no	NA	NA	yes
Korean CF Guideline	no	no	NA	NA	yes

NA heißt hier ‚not applicable‘ (nicht zutreffend). Das bedeutet, dass die Norm nicht genug Aussagen zum Thema enthält, als dass eine fundierte Annahme zur impliziten Intention der Dokumente gemacht werden könnte.

Offenkundig ist, dass keine der analysierten allgemeingültigen Normen und Richtlinien verpflichtend vorschreibt, iLUC-Faktoren in die Berechnung von Ökobilanzen oder CFs einzubeziehen. Auch die besprochenen sektorspezifischen methodischen Ansätze sehen gegenwärtig keine Integration von iLUC-Faktoren vor. Während keine der allgemeingültigen Normen und Richtlinien die Integration von iLUC verpflichtend vorschreibt, erklären einige die Absicht, dies zu tun, sobald eine wissenschaftlich belastbare oder international vereinbarte Methode existiert. Explizit wird dies in ISO DIS 14067 (ISO DIS 14067 2012) und der französischen Kennzeichnungsrichtlinie (ADEME 2009) geäußert. Implizit lässt sich diese Absicht auch aus der PAS 2050 (PAS 2050 2011) herauslesen. In den übrigen Normen und Richtlinien weist nichts auf die Absicht hin, iLUC-Faktoren zu integrieren.

In zwei Dokumenten – dem ILCD Handbook (ILCD 2010) und dem GHG Protocol Product Standard (GHG 2011) – heißt es explizit, dass die Integration von iLUC nur bei der folgenorientierten Modellierung sinnvoll ist. Bei den anderen Normen bleibt dieser Aspekt außen vor, weil sie sich im Wesentlichen auf die etablierte prozessbasierte Modellierung stützen.

Erneut ist es nur das ILCD Handbook (ILCD 2010), das explizit klarstellt, dass bei Integration von iLUC in ein folgenorientiertes Modell neben der Landnutzung auch alle anderen indirekten Effekte berücksichtigt werden müssen. Dasselbe wird unter Verweis auf die allgemeine Konsistenz implizit auch in ISO 14044 (ISO 14044 2006) und im PEF-Leitfaden der Europäischen Kommission (PEF 2012) gefordert.

Und nicht zuletzt heißt es in mehreren Normen eindeutig, dass iLUC – sofern berücksichtigt – nicht nur für Biokraftstoffe, sondern für alle Produkte berechnet werden muss. Interessant ist, dass diese Auslegung auf impliziterer Ebene für alle analysierten Normen und Richtlinien gilt.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Integration von iLUC-Faktoren gegenwärtig in keiner der heute geltenden Grundnormen zu Ökobilanz und CF gefordert wird. Selbst die Absicht, zukünftig iLUC-Faktoren zu integrieren, entspricht nicht dem allgemeinen Konsens und wird nur in wenigen Dokumenten erklärt. Darüber hinaus liefern einige Normen klare Anhaltspunkte für die eingeschränkte Nutzbarkeit von iLUC-Faktoren (ausschließlich für eine bestimmte Sonderform der Ökobilanz, die sogenannte „consequential LCA“) bzw. die umfassende Nutzung von iLUC-Faktoren (für alle Produkte) oder sogar indirekter Effekte im Allgemeinen (über die indirekten Effekte der Landnutzung hinaus).

4.2. Wissenschaftliche Belastbarkeit und Konsistenz der Methoden

Auf einige der ungelösten Probleme und bestehenden Lücken im Hinblick auf die wissenschaftliche Belastbarkeit und Konsistenz der Methoden der iLUC-Quantifizierung wurde bereits in Abschnitt 2 eingegangen. Folgende Probleme bestehen:

- Bei der iLUC-Quantifizierung werden grundlegend verschiedene Methoden angewendet.
- Alle Methoden stützen sich auf eine Vielzahl von Annahmen.
- Sie reagieren sehr empfindlich auf Änderungen der Annahmen.
- Alle Modelle stützen sich auf Marktprognosen.

- All diese Methoden stützen sich zur Modellierung einer vermutlich nicht-linearen Änderung des Systems auf historische Trends.
- Die ökonomischen Modelle können nicht zwischen iLUC und dLUC unterscheiden.
of the system,
- Sie berücksichtigen nicht die starken regionalen Besonderheiten wie lokale LUC, spezifische Kohlenstoffbestände, Landverpachtungs- und -besitz-struk-turen, Bewirtschaftungspraktiken, gesellschaftliche Präferenzen sowie Handelsanreize und -schränken, weil sie nicht in der Lage sind, „iLUC in Bezug auf eine einzelne Aktivität des Energierohstoffanbaus zu ermitteln, weil die Verteilung
 - den Anbau der alten Kultur auf Flächen außerhalb eines Landes verlagern kann
 - mit erheblicher zeitlicher Verzögerung erfolgen kann und
 - aufgrund des globalen Handels verteilt werden kann. [Der Ort, an dem iLUC möglicherweise auftritt, ist unbekannt.] Die ‚Ortsunabhängigkeit‘ indirekter Effekte ist ein Ergebnis der ‚Ortsunabhängigkeit‘ der globalen Rohstoffmärkte.“ (Fritsche & Wiegmann 2011)
- Häufig ignorieren sie die Herausforderung der Anrechnung von LUC auf Nebenprodukte
- Häufig ignorieren sie andere Kompensationsmaßnahmen wie Ertragssteigerungen oder Ernährungsumstellungen.

In diesem Abschnitt befassen wir uns mit einigen weiteren Herausforderungen für die wissenschaftliche Belastbarkeit und Konsistenz der iLUC-Quantifizierung, weil diese noch nicht so eingehend wie die obigen Punkte besprochen wurden und ihr Schwerpunkt außerhalb des Bereichs der Biokraftstoffe liegt. Grundlegend lässt sich jedoch sagen, dass es mit Sicherheit nicht wissenschaftlich einwandfrei und konsistent ist, ein neues methodisches Modell wie iLUC für die isolierte Anwendung auf Biokraftstoffe zu entwickeln. Handelt es sich um ein belastbares und in sich schlüssiges Konzept, muss es auf alle Produkte angewendet werden.

Und das bringt uns bereits zum ersten Defizit, das hier etwas eingehender besprochen werden soll. Die wissenschaftliche Belastbarkeit und Konsistenz ist im Grunde an der einfachen Frage: „iLUC für alle, iLUC für keinen“ (Laborde 2011) festzumachen. Laborde widmet sich dieser Frage im neuesten IFPRI-Bericht für die EU-Kommission als politischem Sachverhalt: „Politiker, die die LUC-Problematik explizit zum Bestandteil gesetzlicher Regelungen machen wollen, müssen sich dieses Dilemmas bewusst sein: „iLUC für alle, iLUC für keinen“ – mit potentiell langfristigen Folgen für die Strategien der Wirkungsabschätzung. Mit diesem Argument lässt sich u. U. eine abschreckende Wirkung davor entfalten, LUC in Gesetze zu integrieren und damit die Büchse der Pandora zu öffnen (Laborde 2011).“ Dies ist jedoch nicht nur eine politische Frage, sondern ganz klar eine Frage der methodischen Konsistenz. Wenn iLUC ein schlüssiges methodisches Konzept ist, muss es auf alle Produkte oder zumindest alle Agrarprodukte angewendet werden.

Wird iLUC auf Biokraftstoffe angewendet, muss die Methodik beispielsweise auch auf Produkte des ökologischen Landbaus angewendet werden. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass mit Bio-Produkten andere Ziele als mit Biokraftstoffen verfolgt werden. Der ökologische Landbau strebt in erster Linie nach Schutz von Boden und biologischer Vielfalt. Fragen des Klimawandels sind hier nachrangig.

In wirtschaftlicher Hinsicht und in Fragen der Landnutzung gibt es jedoch Gemeinsamkeiten. Gestützt auf eine Studie für die FAO und laut der Internationalen Energieagentur wurden 2006 schätzungsweise 14 Millionen Hektar Land für die Erzeugung von Biokraftstoffen genutzt. Im globalen Maßstab soll die Biokraftstoffherzeugung bis 2030 – je nach politischer Entwicklung – Prognosen zufolge von 35 auf 54 Millionen Hektar Land wachsen (Cotula et al. 2008). Nach Willer (2012) wurde 2006 für den ökologischen Landbau das Doppelte an Fläche wie für die Biokraftstoffherzeugung genutzt. 2006 waren es 30 Millionen Hektar und 2010 bereits 37 Millionen Hektar. Dies liegt immer noch über der von Cotula et al. (2008) für die Biokraftstoffherzeugung in 2030 prognostizierten Untergrenze. In wirtschaftlicher Hinsicht hatten die Märkte für Bioprodukte in den zehn führenden Ländern in 2010 ein Gesamtvolumen von 44,5 Milliarden Euro. Ein neuer Bericht von Pike Research veranschlagt den Wert des globalen Biokraftstoffmarkts in 2011 mit 82,7 Mrd. USD (Pike Research 2012). Berücksichtigt man diese Wirtschaftsdaten sowie die allgemeine Unsicherheit der iLUC-Faktoren (siehe Abschnitt 2.5), darf man getrost davon ausgehen, dass sich die iLUC-Faktoren für Biokraftstoffe und Bio-Kulturen in etwa derselben Größenordnung bewegen. Wenn die Treibhausgasbilanz von Biokraftstoffen ermittelt und sie aufgrund von iLUC-Faktoren hinterfragt werden, ist es wissenschaftlich konsistent, dies auch für Bioprodukte zu tun. Es sei noch einmal betont, dass nicht die Absicht besteht, die Vorteile des ökologischen Landbaus für andere ökologische Schutzgüter kleinzureden. In Bezug auf die klimawandelorientierte Beurteilung der Landwirtschaft und die Vermeidung unerwünschter Landnutzungsänderungen besitzt der ökologische Landbau jedoch dieselbe Relevanz wie Biokraftstoffe. Falls die Integration von iLUC-Faktoren in die Bilanz von Biokraftstoffen vorgeschlagen wird, muss sie im Sinne der wissenschaftlichen Konsistenz auf alle Agrarprodukte ausgeweitet werden.

Ein lehrreiches Beispiel für andere – vermutlich unbeabsichtigte – Folgen der methodischen Inkonsistenz liefert eine Analyse von Schutz- und Erhaltungsmaßnahmen zur Dämpfung des Klimawandels, in deren Rahmen Agrarland in Grünland oder gar Wald umgewandelt wird. Wenn zum Schutz des Klimas eine Wiederaufforstung bisheriger Agrarflächen durchgeführt wird, folgt daraus nach dem iLUC-Konzept, dass andernorts Wald in Agrarland umgewandelt wird. Dies wäre als ‚Defekt‘ der Erhaltungsmaßnahme auszulegen. Folglich müsste die Maßnahme mit dem entsprechenden iLUC-Faktor belastet werden und würde daher keine THG-Minderung bewirken. Das hieße, dass Erhaltungs- oder Wiederaufforstungsmaßnahmen nach der iLUC-Logik keinen Sinn machen, weil sie zwar direkt für eine CO₂-Einsparung sorgen, aber indirekt zu dessen Freisetzung führen.

Ein weiteres Problem für die methodische Konsistenz von iLUC ist die dLUC-Doppelzählung. Die Analyse der Einbeziehung von dLUC in Ökobilanz- und CF-Analysen bildet nicht den Schwerpunkt dieser Studie. Die Ermittlung von dLUC ist jedoch in jedem Fall aussagekräftiger als iLUC, weil dieser Parameter nicht nur modelliert, sondern beobachtet und gemessen werden kann. Wie in Abschnitt 3 erläutert, wird die Integration von dLUC in den internationalen Normen und Richtlinien stärker unterstützt als die Einbeziehung von iLUC. Und wichtiger noch: Jede Norm bzw. jeder Ansatz, die/der eine Integration von iLUC fordert, verlangt definitiv auch die Integration von dLUC. iLUC ohne dLUC gibt es jedoch nicht. Es liegt also ein trivialer Fall von Doppelzählung vor. Würde für jedes Produkt auf der Welt der entsprechende dLUC veranschlagt, gäbe es kein iLUC – außer es käme zu einer doppelten Anrechnung.

Um diesem Problem wissenschaftlich belastbar und konsistent Rechnung zu tragen, müsste der methodische Ansatz um ein zusätzliches Allokationsverfahren ergänzt werden – die Aufteilung der LUC-Lasten zwischen der vertriebenen und der auslösenden Kultur (Finkbeiner 2012, Dunkelberg 2013). Zur Vermeidung einer Doppelzählung muss folgende Formel verwendet werden:

$$dLUC_{brutto} (\text{vertriebene Kultur}) = dLUC_{netto} (\text{vertriebene Kultur}) + iLUC (\text{auslösende Kultur})$$

Wenn die gesamte Bruttolast des dLUC der vertriebenen Kultur als iLUC der auslösenden Kultur angerechnet wird – was dem Standardansatz der Verfechter des iLUC-Konzepts entspräche –, läge der resultierende dLUC der vertriebenen Kultur bei Null. Dies ist inkonsistent und schafft zudem falsche Anreize, weil der landwirtschaftliche Betrieb, der den Wald tatsächlich abholzt (physische Realität!), dafür nicht bestraft wird.

Das folgende Beispiel zeigt, dass die gegenwärtigen iLUC-Methoden, bei denen diese Aufteilung nicht erfolgt, zum Trittbrettfahrer-Effekt oder zur Doppelzählung führen. Dem Beispiel liegt die Annahme zugrunde, dass die Ethanolerzeugung aus Zuckerrohr in Brasilien Weideland im Gebiet Amazônia Legal verdrängt. Das hat eine weitere Entwaldung zur Schaffung neuen Weidelandes zur Folge (Dunkelberg 2013).

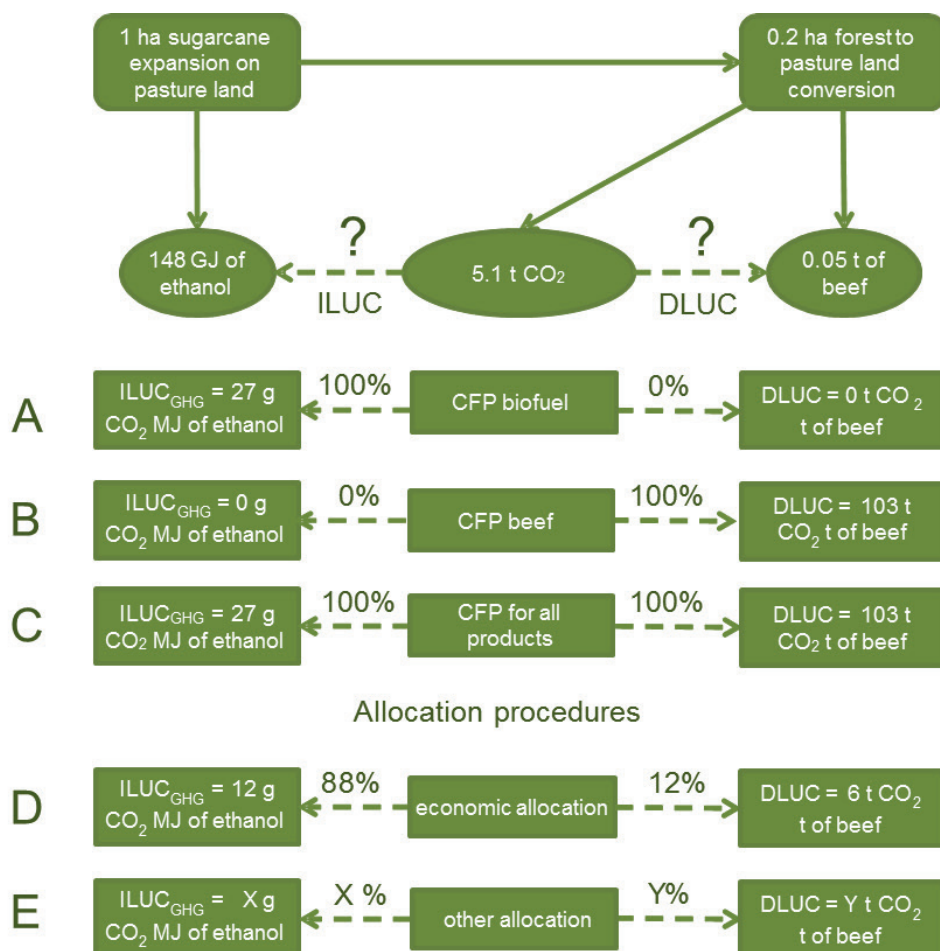


Abbildung 6: Beispiel für die Aufteilung auf vertriebene und auslösende Kultur, aus Dunkelberg (2013)

Abbildung 6 zeigt in schematischer Form den Verdrängungseffekt, der durch die Ausweitung der Zuckerrohr-Anbaufläche um 1 ha ausgelöst wird. Er soll eine Flächenausdehnung von 0,2 ha Weideland für die Fleischviehzucht bewirken. Fall A zeigt die Ergebnisse der gegenwärtigen iLUC-Quantifizierungsansätze, d. h. das Ethanol trägt die gesamte Last. Die Viehhaltung, die eine direkte Umwandlung von Wald- in Weideflächen bewirkt, wird von ihrer Verantwortung für LUC-bedingte CO₂-Emissionen befreit. „Dies kann einen Trittbrettfahrer-Effekt bewirken, weil die Partei, die direkt von der letzten Landumwandlung profitiert, nicht für die damit verbundenen LUC-bedingten CO₂-Emissionen verantwortlich gemacht wird. Das gilt sogar für den Fall, dass der CF des Produkts in der Wirtschaft als Marktanreiz für die Minderung der Kohlenstoffemissionen genutzt wird. [Das könnte den Absatz von Rindfleisch befördern, weil die Bilanzierungsmethode diesem Fleisch einen niedrigen CF bescheinigt. Ein Fleischerzeuger, der Regenwald abholzt, erhält also dank des iLUC-Konzepts ein günstiges CF-Siegel!] Daher muss ein derartiger Ansatz, bei dem sämtliche LUC-Emissionen der Ausdehnung der Anbaufläche für Biokraftstoff-Rohstoff angerechnet werden, damit scheitern, einen Marktanreiz für die LUC-Reduzierung zu schaffen, der sich speziell an jene richtet, die direkt von der Abholzung profitieren (Dunkelberg 2013).“

Wird jedoch eine Ökobilanz des CFP von brasilianischem Rindfleisch erstellt, wird dLUC in der Regel in Fall B angerechnet. Werden beide analysiert, kommt es zur Doppelzählung (Fall C). Wenn die Ausdehnung der Zuckerrohr-Anbaufläche zur Verlagerung von Weideland nach Amazõnia Legal führt, fließen die auf die Abholzung entfallenden Emissionen in den CF des auf dem neu geschaffenen Weideland erzeugten Fleisches sowie den CF des aus Zuckerrohr erzeugten Ethanols ein. Dies ist keine konsistente und stimmige Lösung, die wissenschaftlichen Standards und internationalen Ökobilanz-Normen (ISO 14040 2006, ISO 14044 2006) entspricht.

Die Aufteilung der LUC-bedingten CO₂-Emissionen auf die auslösenden und die vertriebenen landwirtschaftlichen Aktivitäten stellt einen gangbaren Weg für das Vermeiden von Doppelzählungen und die gleichzeitige Schaffung von Anreizen zur LUC-Vermeidung dar. Fall D zeigt beispielhafte Werte für die ökonomisch orientierte Aufteilung. Die Wahl des richtigen Verfahrens kann jedoch anhand der verwendeten Norm oder Methode erfolgen (Beispielfall E).

Die bisher diskutierten Fragen bewegten sich auf der Ebene der indirekten Effekte für Landnutzungsänderungen. Eine wissenschaftlich stringente Analyse der indirekten Effekte darf jedoch nicht auf die willkürlich gewählte Frage der Landnutzung beschränkt sein. Vollständige methodische Konsistenz setzt die Berücksichtigung aller indirekten Effekte von Produktsystemen voraus – sofern indirekte Effekte überhaupt berücksichtigt werden. Neben der eingangs erwähnten Entscheidung „iLUC für alle oder iLUC für keinen“ muss auf noch grundlegenderer Ebene entschieden werden, ob „alle oder gar keine indirekten Effekte berücksichtigt werden sollen“. Die Berücksichtigung sämtlicher indirekter Effekte stellt eine große Herausforderung dar und verstärkt die Unsicherheiten in der Analyse. Die willkürliche Festlegung, nur ausgewählte indirekte Effekte zu berücksichtigen, ist jedoch eine subjektive Werthaltung und wissenschaftlich nicht begründet.

Die Relevanz dieser Frage soll anhand einiger Beispiele verdeutlicht werden. Die Rebound-Effekte von Energieeffizienzmaßnahmen wurden bereits kurz in Abschnitt 3.1 besprochen. In der Ökobilanz für einen stromsparenden Kühlschrank müssten wir die indirekten Effekte der Verwendung der ge-

sparten Stromkosten berücksichtigen. Wenn eine Familie das gesparte Geld dafür ausgibt, anstelle der üblichen Radtour auf eine Insel zu fliegen, muss ihr stromsparender Kühlschrank einen Malus in Form eines indirekten Verhaltensänderungsfaktors erhalten (dieser Faktor, nennen wir ihn ‚iVÄ-Faktor‘, würde die Emissionen der Urlaubsflüge auf die Last des Kühlschranks aufschlagen). Das hätte zur Folge, dass vom Kauf eines stromsparenden Kühlschranks abzuraten wäre. Darüber hinaus wird der Stromversorger den „vertriebenen“ Strom andernorts verkaufen. Dies könnte dann ebenfalls dem stromsparenden Kühlschrank angerechnet werden.

Auch bei der Ökobilanz von regenerativer Energie, z. B. Windenergie, müssen wir die indirekten Effekte berücksichtigen. Aufgrund der neuen Windkraftanlagen schließt ein Stromversorger u. U. ein Kohlekraftwerk. Dies bewirkt am Markt den Effekt, dass die Kohle aufgrund gesunkener Nachfrage billiger wird. Die „vertriebene“ Kohlenutzung kann so andernorts zu einer verstärkten Nutzung von Kohle führen. Wenn nun ein Billigstromanbieter den Strom mit dieser billigeren Kohle, aber auch mit geringerem Wirkungsgrad erzeugt, muss die „Stilllegung“ des Kohlekraftwerkes des ersten Stromerzeugers den indirekten Malus für CO₂-Emissionen erhalten, die höher als die seines stillgelegten Kraftwerks sind, weil die Stilllegung die Ursache für den Einstieg des schlechteren Anbieters war. Nach dieser Logik wäre die Nutzung von Windkraft abzulehnen.

Das folgende interessante Beispiel ist näher am Thema Biokraftstoffe angesiedelt: Liska & Perrin (2009) ermittelten näherungsweise die indirekten Effekte der Militärausgaben der USA und die zugehörigen THG-Emissionen, sofern sie mit dem Schutz der Erdölvorkommen im Nahen Osten in Zusammenhang stehen. Liska & Perrin (2009) gingen dabei von der Annahme aus, „dass 10 % der gesamten US-amerikanischen THG-Emissionen auf militärische Operationen entfallen, und wenn nur 26 % dieser Operationen dem Schutz von Erdölvorkommen dienen (die Ausgaben für den Irak-Krieg ausgeklammert), würden die indirekten Emissionen mit militärischem Bezug 187 TgCO_{2e} /Jahr entsprechen. Diese indirekten Emissionen würden die Emissionslast von Kraftstoff aus Erdöl aus dem Nahen Osten um 98 gCO_{2e} /MJ steigen lassen und damit die THG-Intensität des Kraftstoffs aus dieser Quelle etwa verdoppeln.“ Dieser Wert liegt in etwa im Bereich der Schätzwerte für den iLUC-Faktor von Ethanol. Wenn wie in der RED angedacht - aus regulatorischen Gründen iLUC-Faktoren auf Biokraftstoffe aufgeschlagen werden sollen, müssen die Minderungsziele auch die indirekten Emissionen für die Vergleichswerte für fossile Kraftstoffe berücksichtigen.

Die Diskussion macht deutlich, dass die gegenwärtigen iLUC-Quantifizierungsmethoden noch in den Kinderschuhen stecken, sehr theoretisch und methodisch nicht gut durchdacht sind. Bei allen in diesem Abschnitt genannten Punkten bedarf es noch erheblicher Fortschritte, bevor quantitative iLUC-Faktoren als faktenbasierte Entscheidungsunterstützung empfohlen werden können. Die europäische Umweltpolitik ist leider weit von der Implementierung einer lebenszyklusbasierten Entscheidungsfindung entfernt – trotz der Stringenz und des Standardisierungsgrades, wie sie bei der prozessbasierten Ökobilanz erreicht wurden. Häufig wird argumentiert, die Methoden und Daten seien immer noch nicht verlässlich genug. Im Vergleich zur regulären Anwendung der Ökobilanz sind die Unsicherheit und Willkürlichkeit von iLUC-Faktoren um ein Vielfaches größer. Es mutet daher merkwürdig an, dass die EU-Politik iLUC-Faktoren implementieren will, gleichzeitig aber in anderen Politikfeldern den Vorschlag von wissenschaftlich fundierten Ökobilanz-basierten Regelungen als zu ‚gefährlich‘ ablehnt. Dies ist weder konsequent, noch verantwortungsvoll, sondern schlicht leichtsinnig.

4.3. Wissenschaftliche Belastbarkeit und Konsistenz der Daten

Die methodischen Defizite und Widersprüche, die im vorigen Abschnitt behandelt wurden, stehen häufig in Zusammenhang mit den Defiziten und Widersprüchen in den Daten, die für die iLUC-Quantifizierung verwendet werden. In diesem Abschnitt beschäftigen wir uns mit einigen dieser Datenprobleme, die bisher noch nicht ausdrücklich besprochen wurden.

Man ist sich einig, dass die Qualität der verwendeten Datensätze für iLUC in vielen Fällen schlecht ist (Wicke et al. 2012), dass die verwendeten Daten ziemlich alt sind (Dunkelberg 2013) und dass der Bezugszeitraum einen starken Einfluss auf die Ergebnisse hat (Nassar et al. 2011). Nassar et al. (2011) führen Brasilien als Beispiel an. Dort lag die Abholzungsrate zwischen 2004 und 2007 viel höher als zwischen 2007 und 2009. Je nach gewähltem Bezugsjahr wären die iLUC in Brasilien demnach entsprechend hoch oder niedrig (Nassar et al. 2011).

Die Landnutzungsdaten spielen eindeutig eine wichtige Rolle bei der Modellierung der Landnutzungsänderung. „Es liegt eine Vielzahl von Datensätzen zur globalen Landnutzung vor, die von Satelliten oder aus landwirtschaftlichen Bestandsverzeichnissen stammen. Diese Datensätze ergeben deutlich voneinander abweichende Ergebnisse [...] es herrschen Zweifel über die Zuverlässigkeit der verschiedenen Datensätze (EU 2010).“ Für eine verlässliche iLUC-Bestimmung müssen Daten für alle für die Landwirtschaft verfügbaren Flächenklassen verwendet werden, statt willkürlich bestimmte Flächentypen auszuwählen, wie dies bei den meisten untersuchten Studien der Fall ist (Djomo & Ceulemans 2012). Djomo & Ceulemans (2012) schlossen aus einer kürzlich erfolgten Analyse von 43 iLUC-Studien, dass „Ernteertragsdaten für die iLUC-Modellierung von zentraler Bedeutung sind. Unter den analysierten Studien fanden sich auch Quellen für Inkonsistenzen.“

Für die meisten Eingabedaten von iLUC-Modellen ist aufgrund ihrer theoretischen Natur keine Verifizierung oder Validierung erfolgt oder eine solche ist gar nicht möglich. In diesen Fällen ist es äußerst wichtig, dass transparent ist, welche Daten gewählt oder angenommen wurden. Eine bei der Europäischen Kommission erfolgte Analyse der Literatur bestätigte jedoch, dass „die bei dieser Analyse geprüften Berichte generell nicht explizit genug sind, was Daten und Methodik angeht. In vielen Fällen war es nicht möglich, die bei der Modellierung getroffenen Entscheidungen miteinander zu vergleichen, weil aus den Berichten nicht hervorging, welche Entscheidungen getroffen worden waren. [...] Die Literatur enthält nur wenige explizite Aussagen zu den involvierten methodischen und datenbezogenen Fragen. Es herrscht die Tendenz, dass jede Studie eigene Annahmen nutzt, ohne andere zu erwähnen, geschweige denn, sie kritisch zu prüfen (EU 2010).“

Weitere Daten, auf denen iLUC-Faktoren basieren, unterliegen dem starken Einfluss von Marktprognosen. Dass Marktprognosen häufig falsch sind, lässt sich tagtäglich in den Nachrichten beobachten. Anzunehmen, ökonomische Daten und Umweltdaten verhielten sich proportional, ist fraglich und führt zu Artefakten. Die ökonomischen Modelle gehen davon aus, dass ein Bedarf von 2 Euro die doppelte Umweltbelastung wie ein Bedarf von 1 Euro bewirkt. Unabhängig von den Skaleneffekten heißt dies auch, dass ein billigerer Biokraftstoff weniger iLUC als ein teurer Biokraftstoff aufweist, auch wenn für beide die gleiche Anbaufläche benötigt wird. Die grobe Auflösung und Qualität der Daten, auf denen iLUC-Faktoren basieren, liegt deutlich unter der Qualität der Material- und Energieflussdaten, wie sie üblicherweise für die prozessbasierte Ökobilanz verwendet

werden. Es ist nicht sinnvoll, diese Daten zu einem gemeinsamen Indikator zusammenzuzählen. Daher schreiben mehrere Normen vor, iLUC – wenn überhaupt – gesondert vom Ökobilanz- oder CF-Ergebnis zu dokumentieren (ISO DIS 14067 2012, GHG 2011).

Auf einer sehr grundlegenden Ebene leiden iLUC-Daten unter epistemologischen Beschränkungen, weil es empirisch unmöglich ist, diese physisch zu beobachten oder zu erkennen. Diese LUC-Effekte, die in der realen Welt beobachtet werden, lassen sich durch kein experimentelles Verfahren mit einem bestimmten Biokraftstoff verknüpfen. Daher muss man sich auf Modelle stützen, die nur innerhalb eines bestimmten Kontextes Geltung haben. Aus der Wissenschaftstheorie folgt, dass sich die Richtigkeit von Aussagen basierend auf iLUC (und der Ökobilanz im Allgemeinen) nicht beweisen lässt. Sie zu widerlegen ist ebenfalls sehr schwierig, aber zumindest theoretisch möglich (Finnveden 2000).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Unsicherheit der iLUC-Faktoren nicht nur an der Modellierung, sondern auch an den verwendeten Daten liegt. Weil geeignete, insbesondere regions- und kulturartspezifische Daten fehlen und die Qualität der Wirtschaftsdaten gering ist, sind die Dokumentation und Transparenz der gewählten Datensätze entscheidend für die Beurteilung der wissenschaftlichen Belastbarkeit und Kohärenz. Gerade daran mangelt es aber häufig.

4.4. Wissenschaftliche Belastbarkeit der Ergebnisse

Die mangelnde wissenschaftliche Belastbarkeit der Methoden (Abschnitt 4.2) und der Daten (Abschnitt 4.3) überträgt sich offenkundig auf die Ergebnisse. Diese weisen eine große Streubreite auf und sind unsicher – nahe an der Grenze zu Willkürlichkeit. Um diese große Streubreite der Ergebnisse in Relation zu setzen, vergleichen wir die gegenwärtig veröffentlichten iLUC-Schätzwerte mit dem Carbon Footprint einer ganzen Reihe von Lebensmittelprodukten sowie Chemikalien/Stoffen. Für den Vergleich mit Chemikalien/Stoffen wurden 100 verschiedene Chemikalien/Stoffe herangezogen, die ein großes Spektrum an Stoffgruppen wie Metalle (keine Edelmetalle), Kunststoffe, Energieträger, anorganische Stoffe, organische Stoffe und Mineralien abdecken, aus der GaBi 5-Datenbank (GaBi 2013). Zu den Lebensmittelprodukten zählten unter anderem Linsen, Tomaten, Milch, Tofu, Brokkoli, Reis, Kartoffeln, Eier, Huhn, Tunfisch, Schweinefleisch, Rindfleisch und Lamm.

Abbildung 7 zeigt die Unterschiede im Carbon Footprint für diese verschiedenen Lebensmittelgruppen nach Hamerschlag (2011). Betrachten wir nur die Produktionsemissionen, erstreckt sich der Bereich von etwa 500 g CO₂e/kg Lebensmittel bei Linsen, Tomaten oder Kartoffeln bis hin zu etwa 36.000 g CO₂e/kg Lebensmittel bei Lamm.

¹⁰ Kadmium, Magnesium, 1,3-Butadien, Essigsäure, Aceton, Acrylnitril-Butadien-Styrol-Granulat, Aluminiumbarren, Aluminiumblech, Ammoniumchlorid, Argon (flüssig), BF-Stahlstränge/-platten, Bisphenol A, Kohlendioxid, Kohlenmonoxid, Ätznatron, Chlor, Isopropylbenzol, Cyclohexan, Epoxydharz, Ethanol, Äthylen, Ethylbenzen, Ethylenglykol, Ethylen-Propylen-Dien-Elastomer (EPDM), Ferronickel, Formaldehyd, Ameisensäure, Glasfasern, Glycerin, Salzsäuremischung, Zyanwasserstoff, Fluorwasserstoff, Wasserstoff, Wasserstoffperoxid, Isopropanol, Blei, Kalk, Kalkstein, Kalksteinhydrat, Maleinsäurehydrid, Methan, Methanol aus Erdgas, Rohkautschuk, Salpetersäure, Stickstoff, Sauerstoff, o-Xylol, Phenol, Polyamid-6-Granulat,

Um die iLUC-Bereiche auf derselben Skala wie für die Lebensmittelgruppen darzustellen, wurden die in $\text{g CO}_2\text{e} / \text{MJ}$ angegebenen Werte aus Abschnitt 2.5 unter Verwendung der ungefähren unteren Heizwerte von Ethanol (ca. 30 MJ/kg) und Diesel (ca. 42 MJ/kg) in $\text{CO}_2\text{e} / \text{kg}$ umgerechnet. Die Referenzwerte für fossile Brennstoffe wurden im Bereich zwischen dem RED-Wert von etwa $84 \text{ g CO}_2\text{e} / \text{MJ}$ (RED 2009) und den $90 \text{ g CO}_2\text{e} / \text{MJ}$ von Laborde (2011) angesetzt.

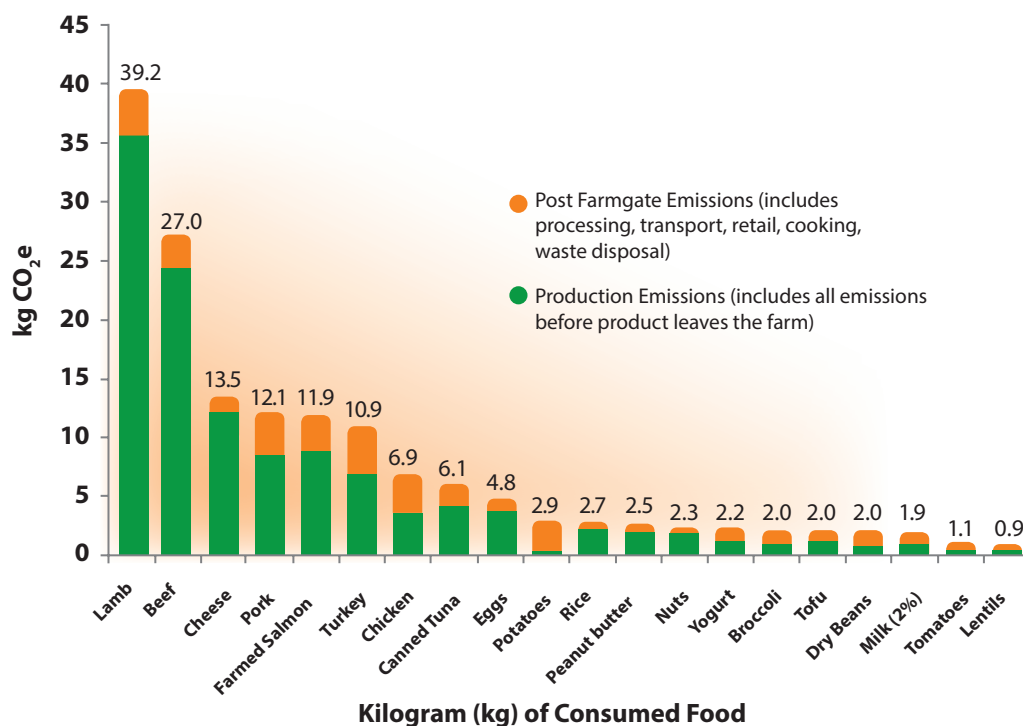


Abbildung 7: Carbon Footprint verschiedener Lebensmittel, entnommen aus Hamerschlag (2011)

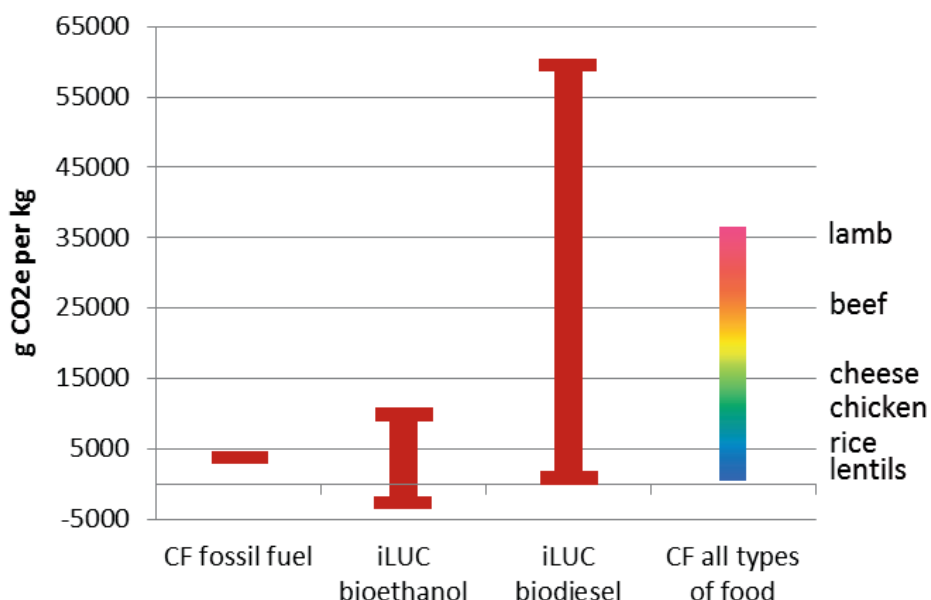


Abbildung 8: Streubreite bei iLUC-Faktoren für Kraftstoffe in Relation zu Lebensmitteln [Daten entnommen aus RED (2009), Laborde (2011), Dunkelberg (2013), Plevin et al. (2010), Tipper et al. 2009), Lapola et al. (2010), Hamerschlag (2012)]

Das Ergebnis in Abbildung 8 ist bemerkenswert. Es zeigt, dass die Streubreite der veröffentlichten iLUC-Faktoren enorm ist. Gestützt auf diese Werte kann allein der iLUC-Faktor von Biokraftstoffen (ungeachtet ihrer THG-Werte für die Agrarproduktion, die Biokraftstoffherstellung usw.) um etwa 200 % unter bzw. 1700 % über dem Wert für fossile Brennstoffe liegen. Das heißt, wenn man ausschließlich den iLUC-Faktor heranzieht, erhält man für Biokraftstoffe entweder eine absolute Minderung der THG-Emissionen in Höhe des Zweifachen der Emissionen für fossile Brennstoffe oder aber – als anderes Extrem – das 17-fache der Emissionen von fossilen Brennstoffen.

Diese Schwankung um mehrere Größenordnungen ist erheblich größer als die Schwankungsbreite für alle Arten von Lebensmitteln (siehe Abbildung 8). Bei derartig unsicheren iLUC-Faktoren wäre es unmöglich, zwischen Lebensmitteln mit niedrigen CF-Werten wie Linsen oder Tomaten und solchen mit hohen CF-Werten wie rotem Fleisch zu differenzieren.

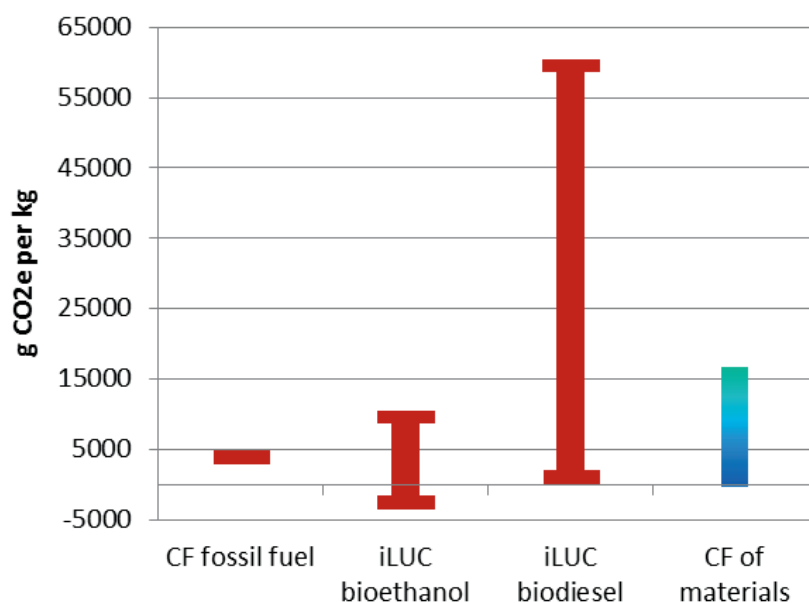


Abbildung 9: Streubreite bei iLUC-Faktoren für Kraftstoffe in Relation zu 100 verschiedenen Chemikalien/Stoffen [Daten entnommen aus RED (2009), Laborde (2011), Dunkelberg (2013), Plevin et al. (2010), Tipper et al. 2009), Lapola et al. (2010), GaBi (2013)]

Denselben Vergleich für 100 ausgewählte Chemikalien/Stoffe (siehe Fußnote 10) zeigt Abbildung 9. Das Ergebnis ist grundsätzlich dasselbe, die resultierende Streubreite bei den Chemikalien/Stoffen ist jedoch sogar noch kleiner als bei den Lebensmitteln in Abbildung 8. Der niedrigste Wert liegt bei -400 g CO2e/ kg für die Erzeugung von Naturkautschuk (schließt die biogene CO2-Aufnahme ein). Der mit 16.600 g CO2e/ kg höchste Wert entfällt auf die Erzeugung von 1 kg Nickel. Hier fällt noch stärker ins Auge, dass der höchste Wert für den iLUC-Faktor von Biodiesel fast viermal so hoch wie der für die Erzeugung von Nickel ist, während der niedrigste iLUC-Wert für Ethanol fast um den Faktor 10 unter dem Wert für die Erzeugung von Kautschuk liegt.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die enormen Streubreiten bei den gegenwärtig veröffentlichten iLUC-Faktoren gemessen an ihren fossilen Alternativen riesige Unterschiede zur Folge haben. Das ist ein eindeutiges Zeichen für die mangelnde wissenschaftliche Belastbarkeit, auf deren Basis man sich auf einen konkreten iLUC-Faktor festlegen könnte. Die Relevanz und Unsicherheit dieser Streubreiten werden deutlich, wenn man sie mit den CF-Werten für verschiedene Chemikalien/Stoffe und Lebensmittel aller Arten vergleicht. Bei den verschiedenen Chemikalien/Stoffen sowie Lebensmitteln gibt es zwar ebenfalls signifikante Unterschiede, die Unsicherheiten der iLUC-Faktoren liegen jedoch erheblich höher. Das macht die Angabe eines einzelnen, konkreten Wertes für iLUC-Faktoren unseriös. Solche Einzelwerte sind Hausnummern ohne Aussagekraft. Jeder exakt ausgewiesene iLUC-Wert spiegelt bislang eher die Herangehensweise und das Rechenmodell des jeweiligen Autors wider, als eine verlässliche Aussage über die untersuchte landwirtschaftliche Kultur oder den Biokraftstoff zu treffen. Aufgrund der mangelnden wissenschaftlichen Belastbarkeit der Methoden und Daten lässt sich zum jetzigen Zeitpunkt praktisch jeder beliebige iLUC-Faktor berechnen. Der gegenwärtige Informationsgehalt, die Zuverlässigkeit und die Integrität genauer iLUC-Faktoren erfüllen nicht den Qualitätsanspruch an wissenschaftliche Erkenntnisse.

5. Fazit und Ausblick

Die Ökobilanz kann dazu beitragen, Möglichkeiten zur Verbesserung der Umwelteigenschaften von Produkten an verschiedenen Punkten ihres Lebenszyklus zu ermitteln. Darüber hinaus ermöglicht sie es, Entscheidungsträgern in Industrie, Politik und nichtstaatlichen Organisationen gesicherte Fakten an die Hand zu geben. In diesem abschließenden Abschnitt fassen wir die Erkenntnisse in Bezug auf die Einbeziehung von iLUC-Faktoren in die Ökobilanz bzw. CF-Analysen zusammen. Zunächst geben wir in Abschnitt 5.1 einige allgemeine Antworten auf die für diese Studie formulierten Forschungsfragen. Im letzten Abschnitt 5.2 werden wir in Form eines Ausblicks einige Vorschläge und Perspektiven für die zukünftige Entwicklung im Hinblick auf iLUC vorstellen.

5.1. Zusammenfassung der Ergebnisse

Die vorigen Abschnitte des vorliegenden Berichts enthalten die detaillierten Ergebnisse dieser Studie. Dieser Abschnitt enthält zusammenfassende Antworten auf die für die Studie formulierten Untersuchungsfragen (siehe Abschnitt 1.2).

Welche Anforderungen definieren internationale Normen und Richtlinien bezüglich der Integration von iLUC in die Ökobilanz bzw. den CF?

Die Integration von iLUC-Faktoren ist gegenwärtig in keiner der geltenden Ökobilanz- und CF-Normen vorgeschrieben. Selbst die Absicht, zukünftig iLUC-Faktoren zu berücksichtigen, wird nur in wenigen Dokumenten erklärt und zudem strikt an die Bedingung geknüpft, dass dies ein wissenschaftlich belastbares und international vereinbartes Verfahren voraussetzt. Darüber hinaus liefern einige Normen klare Anhaltspunkte für die eingeschränkte Nutzbarkeit von iLUC-Faktoren (ausschließlich für eine bestimmte Sonderform der Ökobilanz, die sogenannte „consequential LCA“) bzw. die umfassende Nutzung von iLUC-Faktoren (für alle Produkte) oder sogar indirekter Effekte im Allgemeinen (über die indirekten Effekte der Landnutzung hinaus).

Wie wissenschaftlich belastbar sind die gegenwärtigen Ansätze zur Ermittlung der iLUC gemessen an anderen Faktoren, die Ökobilanz- und CF-Ergebnisse bestimmen?

Die Wissenschaft ist sich einig, dass die Unsicherheit in Bezug auf die gegenwärtigen iLUC-Faktoren weit über dem Niveau liegt, das in der quantitativen Wissenschaft üblicherweise angestrebt wird. Es wurde gezeigt, dass die Streubreite der veröffentlichten iLUC-Faktoren immens groß ist. Allein der iLUC-Faktor von Biokraftstoffen (ungeachtet ihrer THG-Werte für die Agrarproduktion, die Biokraftstoffherzeugung usw.) kann um etwa 200 % unter bzw. 1700 % über dem Wert für fossile Kraftstoffe liegen. Er kann einen positiven oder negativen Wert aufweisen. Das ist ein eindeutiges Zeichen für die mangelnde wissenschaftliche Belastbarkeit, auf deren Basis man sich auf einen konkreten iLUC-Faktor festlegen könnte. Die Relevanz und Unsicherheit dieser Streubreiten werden deutlich, wenn man sie mit den CF-Werten für verschiedene Chemikalien/Stoffe und Lebensmittel aller Arten vergleicht. Bei den verschiedenen Chemikalien/Stoffen sowie Lebensmitteln gibt es zwar ebenfalls signifikante Unterschiede, die Unsicherheiten der iLUC-Faktoren liegen jedoch erheblich höher. Das macht die

Angabe eines einzelnen, konkreten Wertes für iLUC-Faktoren unseriös. Solche Einzelwerte sind lediglich Hausnummern ohne Aussagekraft. Jeder exakt ausgewiesene iLUC-Wert spiegelt bislang eher die Herangehensweise und das Rechenmodell des jeweiligen Autors wider, als eine verlässliche Aussage über die untersuchte landwirtschaftliche Kultur oder den Biokraftstoff zu treffen. Die Unsicherheit der iLUC-Faktoren ist also um ein Vielfaches größer als die anderer Elemente von Ökobilanz und CF.

Ist die Integration von iLUC in die Ökobilanz und CF-Analysen konform mit den international vereinbarten Grundsätzen und methodischen Ansätzen dieser Analyseinstrumente?

Ökobilanz und CF stützen sich im Wesentlichen auf reale Material- und Energieflüsse und folgen dem Grundsatz der ‚Priorisierung eines wissenschaftlichen Ansatzes‘. Damit unterscheiden sie sich stark vom iLUC-Faktor, der einen theoretischen, hypothetischen Wert darstellt, der auf Marktprognosen und einer Reihe von Annahmen basiert. Auch die Qualität der Daten ist eine völlig andere. Daher sollten iLUC-Faktoren gesondert dokumentiert und nicht zu den Ergebnissen von Ökobilanz und CF hinzuaddiert werden.

iLUC ausschließlich für Biokraftstoffe zu berücksichtigen, entspricht zudem weder dem methodischen Ansatz noch den Grundsätzen der Ökobilanz. Entscheidet man sich grundsätzlich dafür, iLUC zu berücksichtigen, muss dies für alle Produkte erfolgen. Echte Konsistenz ist sogar nur dann gegeben, wenn in der Ökobilanz alle indirekten Effekte von Produktsystemen berücksichtigt werden – nicht nur die indirekten Effekte von Landnutzungsänderungen. Dies wäre dann aber nicht mehr die weitgehend faktenbasierte Ökobilanz, wie wir sie heute kennen.

Aus technischer Sicht sind die methodischen iLUC-Ansätze noch sehr grob und nicht hinreichend durchdacht. Einfache methodische Grundsätze wie die Vermeidung von Doppelzählungen bzw. Allokationsprobleme werden weitgehend ignoriert. Zur Beseitigung einiger der bestehenden methodischen Mängel wird hier beispielsweise erstmals die Aufteilung auf die vertriebene und die auslösende Kulturart (intercrop allocation) vorgeschlagen.

Lässt sich die Forderung nach Einbeziehung quantitativer iLUC-Faktoren in lebenszyklusbasierte gesetzliche Grenzwerte mit wissenschaftlichen Argumenten stützen?

Sogar die politisch motivierte IFPRI-Studie für die EU-Kommission von Laborde (2011) kommt zu dem Schluss, dass iLUC für Biokraftstoffe kein verlässliches politisches Instrument darstellt. Im neuesten Bericht heißt es: „Die Einführung einer LUC-Komponente in die gesetzlichen Regelungen zu Biokraftstoffen wirft die Frage auf, warum die LUC-Ermittlung nicht in andere Bereiche mit größeren Auswirkungen auf die Landnutzung eingeführt wird (z. B. Reform der gemeinsamen Agrarpolitik, Verhandlungen über Handelsfragen). Die Forderung nach einer Strategie zur Dämpfung des Klimawandels muss für eine Vielzahl von Politikfeldern gelten. Es gibt keinen Grund, von vornherein davon auszugehen, dass die Emissionen aus der Erzeugung von Biokraftstoffen schädlicher als die der sonstigen Agrarproduktion sind. Eine Diskriminierung von Agrarerzeugnissen aufgrund ihrer Verwendung wird sich in politischer und rechtlicher Hinsicht (z. B. WTO) als ineffizient und potentiell wenig nachhaltig erweisen (Laborde 2011).“

Diese Studie bestätigte, dass es in vielen Punkten noch erheblicher Fortschritte bedarf, bevor quantitative iLUC-Faktoren als faktenbasierte Entscheidungsunterstützung empfohlen werden können. Die europäische Umweltpolitik ist leider weit von der Implementierung einer lebenszyklusbasierten Entscheidungsfindung entfernt – trotz der Stringenz und des Standardisierungsgrades, wie sie bei der prozessbasierten Ökobilanz erreicht wurden. Häufig wird argumentiert, die Methoden und Daten seien immer noch nicht verlässlich genug. Im Vergleich zur regulären Anwendung der Ökobilanz sind die Unsicherheit und Willkürlichkeit von iLUC-Faktoren um ein Vielfaches größer. Es mutet daher merkwürdig an, dass die EU-Politik iLUC-Faktoren implementieren will, gleichzeitig aber in anderen Politikfeldern den Vorschlag von wissenschaftlich fundierten Ökobilanzbasierten Regelungen als zu ‚gefährlich‘ ablehnt. Dies ist weder konsequent, noch verantwortungsvoll.

„Auch wenn der Gesetzgeber die Entwicklung forciert, steckt die Grundlagenforschung für die Ermittlung der von der Biokraftstoffherzeugung indirekt verursachten Emissionen noch in ihren Kinderschuhen.“ (Liska & Perrin 2009) Politik sollte sich so viel wie möglich auf Fakten stützen. Die gegenwärtigen iLUC-Faktoren basieren aber nicht auf Fakten. Wenn sie im Kontext von Ökobilanz und CF verwendet werden, machen sie die Politik nicht besser, sondern beschädigen die Zuverlässigkeit, Integrität und Glaubwürdigkeit von Ökobilanzen und CF. Es obliegt dem Gesetzgeber, die gesetzlichen Regelungen im Hinblick auf Biokraftstoffe nach eigenem Gutdünken zu gestalten. Nicht zu akzeptieren ist jedoch, wenn die Ökobilanz in diesem Zusammenhang als Begründung missbraucht wird. Für die Nutzung von Ökobilanzen als Grundlage für umweltpolitische Entscheidungen gibt es eine Reihe vielversprechender und wissenschaftlich untermauerter Möglichkeiten. Diese sollten zuerst umgesetzt werden.

Die Verfechter der so genannten ‚Consequential LCA‘, einer Sonderform der Ökobilanz, schlagen diese als Grundlage für politische Entscheidungen vor. Dies ist mit offensichtlich mit großer Vorsicht zu genießen. Wenn sich herausstellt, dass die Unsicherheiten dieser Sonderform der Ökobilanz mit denen der iLUC-Faktoren vergleichbar sind, muss diese klar von der weitgehend faktengestützten prozessbasierten Ökobilanz abgegrenzt werden.

5.2. Ausblick

Die kritische Analyse der gegenwärtigen wissenschaftlichen Belastbarkeit und Konsistenz von iLUC soll in keinsten Weise suggerieren, dass von einer weiteren Erforschung der iLUC-Effekte und -Quantifizierungsansätze abgeraten wird. Vielmehr ist sie Beleg dafür, dass auf diesem Gebiet weitergeforscht werden muss. Nach wissenschaftlichen Standards handelt es sich noch um eine sehr junge Disziplin – das belegt der Umstand, dass die Frage der LUC-Kohlenstoffintensität von Biokraftstoffen erst seit 2008 in der wissenschaftlichen Literatur diskutiert wird (Djomo & Ceulemans 2012).

Wenn weitere Forschung in einem besseren Verständnis der iLUC-Problematik mündet, können wissenschaftlich belastbare und konsistente iLUC-Quantifizierungsfaktoren aufs Neue als potentieller Bestandteil von Ökobilanz und CF in Betracht gezogen werden. Gemessen am bisherigen rudimentären Verständnis wird dies jedoch noch viel Zeit und Geduld erfordern.

Parallel dazu gilt es, sich weiterhin mit der Auffassung von Zilberman et al. (2010) auseinanderzusetzen, der iLUC als „zweitbeste Lösung für ein erstklassiges Problem“ bezeichnete. Analog dazu kam Faaij (2012) zu dem Schluss, dass „iLUC ein reaktives Konzept ist, wir aber eigentlich proaktiv handeln müssen, um das Problem gänzlich zu vermeiden [...] das Festlegen von iLUC-Faktoren stand gemessen an der viel wichtigeren Vermeidung von iLUC viel zu stark im Vordergrund“. Einige Vorschläge zur Verhinderung von indirekten Landnutzungsänderungen stammen von Wicke et al. (2012). Diese Fragen sollten im Hinblick auf Forschungsmittel und -aktivitäten Vorrang genießen.

Trotz des Umstandes, dass Ökobilanzen gegenwärtig wahrscheinlich die beste Methode sind, die Umwelteigenschaften von Produkten zu ermitteln, zeigte diese Studie eine immer noch erhebliche Zahl methodischer Defizite und Probleme im Hinblick auf die iLUC-Problematik auf. Diese methodischen Defizite und die unsicheren Annahmen haben einen deutlichen Einfluss auf die Ergebnisse von Ökobilanz-Untersuchungen, die mit iLUC-Faktoren arbeiten. Mehrere dieser Defizite sind iLUC und der Ökobilanzmethode als solcher wesensimmanent; andere lassen sich durch wissenschaftliche Arbeit und Fortschritte beseitigen.

Subjektive Werthaltungen können wissenschaftlich untermauert sein, bleiben aber dennoch subjektiv. Auf wissenschaftlicher Ebene lässt sich lediglich überprüfen, ob diese konsistent sind. Entscheidungsträger im privaten und öffentlichen Sektor sollten sich des Nutzens und der Vorteile der Methode der Ökobilanz bewusst sein. Für einen belastbaren, nachhaltigen und glaubwürdigen Einsatz von Ökobilanzen gilt es jedoch auch, eine Überinterpretation ihrer Ergebnisse unter Vernachlässigung von Lücken und Grenzen zu vermeiden – besonders dann, wenn es um iLUC geht. Ökobilanzen sind als ein relevanter Bestandteil der ökologisch motivierten Entscheidungsfindung zu sehen. Wie heißt es aber in der ISO 14040: *„Eine Wirkungsabschätzung darf nicht als alleinige Basis für... die umweltbezogene Überlegenheit oder Gleichwertigkeit dienen, weil es zusätzlicher Informationen bedarf, um einige der inhärenten Beschränkungen der Wirkungsabschätzung zu überwinden.“*

Es ist gängige Praxis, dass nicht alle umweltbezogenen Aspekte in die Ökobilanz integriert werden können und für derartige Fragen andere Instrumente wie Risikobewertungen oder Umweltverträglichkeitsprüfungen herangezogen werden. Aufgrund der Verschiedenartigkeit von iLUC einerseits und den im Rahmen der Ökobilanz analysierten Material- und Energieflüssen, ist es wahrscheinlich ratsam, iLUC gesondert von der Ökobilanz zu betrachten und sich stärker auf die Vermeidung zu konzentrieren – zumindest für einige Zeit.

6. Literaturangaben

- ADEME (2009)* ADEME / AFNOR: General principles for an environmental communication on mass market products (BP X30-323), 2009
- Al-Riffai et al. (2010)* P. Al-Riffai, B. Dimaranan, D. Laborde: Global trade and environmental impact study of the EU biofuels mandate, International Food Policy Research Institute (IFPRI), <http://www.ifpri.org/sites/default/files/publications/biofuelsreportec.pdf>, 2010, abgerufen am 21. Januar 2013
- Ayre (2007)* M Ayre: Will biofuel leave the poor hungry? BBC News 03.10.2007, <http://news.bbc.co.uk/2/hi/business/7026105.stm>, accessed 24.01.2013
- Bauen et al. (2010)* A Bauen, C Chudziak, K Vad, P Watson: A causal descriptive approach to modeling the GHG emissions associated with the indirect land use impacts of biofuels. UK Department for Transport. http://www.globalbioenergy.org/uploads/media/1010_E4Tech_-_A_causal_descriptive_approach_to_modelling_indirect_land_use_change_impacts_of_biofuels.pdf, 2010, accessed 25. January 2013
- CALCAS (2009)* CALCAS Consortium: D20 Blue Paper on Life Cycle Sustainability Analysis, Revision 1 after the open consultation, August 2009
- CARB (2010)* CARB: Low carbon fuel standard. California Air Resources Board, Sacramento, CA, USA (2010)
- Cardenete et al. (2012)* M. A. Cardenete, A I Guerra, F Sancho: Applied General Equilibrium: An Introduction, Springer Publishers, 2012
- Cotula et al. (2008')* L Cotula, N Dyer, S Vermeulen: Fuelling Exclusion? The biofuels boom and poor people's access to land, IIED, London, 2008, ISBN: 978-1-84369-702-2
- Delzeit et al. (2011)* R Delzeit, G Klepper, M Lange: Review of IFPRI study "Assessing the Land Use Change consequences of European Biofuel policies and its uncertainties", Kiel Institut für Weltwirtschaft, 2011, http://www.ebb-eu.org/EBBpressreleases/Review_iLUC_ifw_final.pdf, accessed 26. February 2013
- Di Luca (2012)* L Di Lucia, S Ahlgren, K Ericsson: The dilemma of indirect land-use changes in EU biofuel policy – An empirical study of policy-making in the context of scientific uncertainty, Environmental Science & Policy (2012): 16: 9–19

- Djomo & Ceulemans (2012)* S N Djomo & R Ceulemans: A comparative analysis of the carbon intensity of biofuels caused by land use changes, *GCB Bioenergy* (2012) 4, 392–407, doi: 10.1111/j.1757-1707.2012.01176.x
- Dunkelberg (2013)* E Dunkelberg: A case-study approach to integrating indirect land-use change into the carbon footprint of biofuels, (draft) dissertation at the Chair of Sustainable Engineering, Technischen Universität Berlin, Final draft from 06.01.2013
- Edwards et al. (2010)* R Edwards, D Mulligan, L Marelli: Indirect land use change from increased biofuels demand, European Commission (EC) - Joint Research Center (JRC), http://re.jrc.ec.europa.eu/bf-tp/download/ILUC_modelling_comparison.pdf, 2010, accessed 24. January 2010
- EMAS (2009)* EMAS: REGULATION (EC) No 1221/2009 OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 25 November 2009 on the voluntary participation by organisations in a Community eco-management and audit scheme (EMAS), repealing Regulation (EC) No 761/2001 and Commission Decisions 2001/681/EC and 2006/193/EC
- Envifood (2012)* European Food Sustainable Consumption and Production (SCP) Round Table: Draft Envifood Protocol 2012 [VERSION 0.1 – November 2012]
- EPA (2010)* EPA. Renewable Fuel Standard Program (RFS2) Regulatory Impact Analysis, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA (2010)
- Ernst & Young (2011)* Biofuels and indirect land use change: The case for mitigation, Report, October 2011
- EU (1999)* EU: Guidelines for the Assessment of Indirect and Cumulative Impacts as well as Impact Interactions, Report, May 1999
- EU (2003)* EU: Communication from the Commission to the Council and the European Parliament - Integrated Product Policy - Building on Environmental Life-Cycle Thinking /* COM/2003/0302 final */

- EU (2010)* EU Commission: The impact of land use change on greenhouse gas emissions from biofuels and bioliquids -- Literature review, DG Energy, July 2010
- Faaij (2012)* A Faaij: IPCC: Renewable Energy and Climate Change Mitigation, Bern Convention Group of Experts on Biodiversity and Climate Change, Strasbourg, 02.10.2012
- Finkbeiner et al. (2006)* M Finkbeiner, A Inaba, R B H Tan, K Christiansen, H J Klüppel: The new international standards for life cycle assessment: ISO 14040 and ISO 14044, *Int J Life Cycle Assess* 11(2):80–85
- Finkbeiner (2009)* M Finkbeiner: Carbon footprinting—opportunities and threats, *Int J Life Cycle Assess* 14(2):91–94
- Finkbeiner (2012)* M Finkbeiner: Herausforderungen bei der Integration von ILUC in Carbon Footprints, Fair Fuels Workshop zur Quantifizierung von indirekten Landnutzungsänderungen, Berlin, 25.04.2012
- Finkbeiner (2013)* M Finkbeiner: From the 40s to the 70s—the future of LCA in the ISO 14000 family, *Int J Life Cycle Assess* (2013) 18:1-4, DOI: 10.1007/s11367-012-0492-x
- Finnveden (2000)* G Finnveden: On the Limitations of Life Cycle Assessment and Environmental Systems Analysis Tools in General, *Int. J. LCA* 5 (4) 229-238 (2000)
- Fritsche et al. (2010)* U R Fritsche, K Hennenberg, K Hünecke: The “iLUC Factor” as a means to hedge risks of GHG emissions from indirect land use change, Öko-Institut, <http://www.oeko.de/oekodoc/1030/2010-082-en.pdf>, 2010, accessed 25. January 2013
- Fritsche & Wiegmann (2011)* U Fritsche, K Wiegmann: Indirect Land Use Change and Biofuels , Study for the European Parliament’s Committee on Environment, Public Health and Food Safety, STUDY IP/A/ENVI/ST/2010-15 February 2011
- GaBi (2013)* GaBi Software: Professional Database, PE International, Echterdingen, www.gabi-software.com, accessed 03.02.2013
- GHG (2011)* Greenhouse Gas Protocol: Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard, World Business Council for Sustainable Development and World Resource Institute, 2011

- Greening et al. (2000)* L Greening, D Green, C Difulio: Energy efficiency and consumption—The rebound effect—A survey, *Energy Policy* (2000) 28: 389–401
- Greenpeace (2010)* Greenpeace: Broken biofuel policies still driving rainforest destruction, press release 10.06.2010, <http://www.greenpeace.org/eu-unit/en/News/2010/broken-biofuel-policies-still/>, accessed 24.01.2013
- Hamerschlag (2011)* K Hamerschlag: Meat Eaters Guide to Climate Change + Health, Report 2011, Environmental Working Group, July 2011, www.ewg.org/meateatersguide, accessed 30.01.2013
- Hertwich (2005)* E G Hertwich: Consumption and the Rebound Effect – An Industrial Ecology Perspective, *Journal of Industrial Ecology* (2005) 9: 85-98
- ILCD (2010)* European Commission: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. EUR 24709 EN, Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010, Luxembourg: Publication Office of the European Union
- Inderwildi & King (2009)* O R Inderwildi & D A King: Quo vadis biofuels? *Energy Environ. Sci.* 2009:2 343-346, DOI: 10.1039/B822951C
- IPCC (2007)* IPCC: *Climate Change 2007, The Physical Science Basis*, Cambridge University Press, ISBN 978-0-521-88009-1
- IPCC (2011)* IPCC: *IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation*, Cambridge University Press, 2011, 1075 pp.
- IPP (2003)* EU Commission: *Integrated Product Policy - Building on Environmental Life-Cycle Thinking*, Brussels, COM(2003) 302
- ISO 14040 (2006)* ISO 14040: *Environmental management—life cycle assessment —principles and framework*. Geneva, Switzerland
- ISO 14044 (2006)* ISO 14044: *Environmental management—life cycle assessment—requirements and guidelines*. Geneva, Switzerland
- ISO DIS 14067 (2012)* ISO/DIS 14067: *Carbon footprint of products -- Requirements and guidelines for quantification and communication*, International Organisation for Standardisation, 2012: Geneva, Switzerland

- KEITI (2010)* Korea Environmental Industry & Technology Institute: Guidelines for carbon footprint of products, December 2010
- Kløverpris & Müller (2013)* JH Kløverpris, S Mueller: Baseline time accounting: Considering global land use dynamics when estimating the climate impact of indirect land use change caused by biofuels. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18 (2013): 319-330
- Laborde (2011)* D Laborde: Assessing the Land Use Change Consequences of European Biofuel Policies, IFPRI, October 2011
- Lahl (2010)* U Lahl: iLUC und Biokraftstoffe in der Analyse – Regionale Quantifizierung klimaschädlicher Landnutzungsänderungen und Optionen zu deren Bekämpfung, Oyten: BZL Kommunikation und Projektsteuerung, 2010
- Lapola et al. (2010)* D M Lapola, R Schaldach, J Alcamo, A Bondeau, J Koch, C Koelking, J A Priess: Indirect land-use changes can overcome carbon savings from biofuels in Brazil, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, (2010) 107, 3388–3393
- Liska & Perrin (2009)* A J Liska & R K Perrin: Indirect Land Use Emissions in the Life Cycle of Biofuels: Regulations vs. Science, *Biofuels Bioproducts & Biorefining*, 3 (2009), 318-328
- Lywood et al. (2009)* W Lywood, J Pinkney, S Cockerill: The relative contributions of changes in yield and land area to increasing crop output, *Global Change Biology Bioenergy* (2009) 1 360–369
- Mathews & Tan (2009)* J A Mathews & H Tan Perspective: Biofuels and indirect land use change effects: the debate continues, *Biofuels, Bioprod. Bioref.* (2009) DOI: 10.1002/bbb.147
- METI (2009)* Ministry of Economy, Trade and Industry (METI): Japanese Technical Specification TS Q 0010 “General principles for the assessment and labeling of Carbon Footprint of Products”, 2009
- Nassar et al. (2011)* A M Nassar, L Harfuch, L C Bachion, M R Moreira: Biofuels and land-use changes: searching for the top model, *Interface Focus* (2011) 1 224–232
- Neves et al. (2011)* M F Neves, M J A Pinto, M A Conejero, V G Trombin: Food and fuel: The example of Brazil, Wageningen Academic Publishers, 2011, ISBN 978-90-8686-166-8

<i>PAS 2050 (2011)</i>	British Standards Institution: PAS 2050:2011: Specification for the assessment of life cycle greenhouse gas emissions of goods and services
<i>PEF (2012)</i>	EU Commission: Product Environmental Footprint (PEF) Guide, Ref. Ares(2012) 873782 - 17/07/2012
<i>Pike Research (2012)</i>	Pike Research: Biofuels Markets and Technologies, Report, 2012, http://www.pikeresearch.com/research/bio-fuels-markets-and-technologies , accessed 05.02.1013
<i>Plevin et al. (2010)</i>	R Plevin, M O’Hare, A Jones, M Torn, H Gibbs: Greenhouse Gas Emissions from Biofuels’ Indirect Land Use Change Are Uncertain but May Be Much Greater than Previously Estimated, <i>Environ. Sci. Technol.</i> 2010, 44, 8015–8021
<i>RED (2009)</i>	Directive 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC
<i>Sanchez et al. (2012)</i>	S T Sanchez, J Woods, M Akhurs ³ , M Brander, M O’Hare, T P Dawson, R Edwards, A J Liska, R Malpas: Accounting for indirect land-use change in the life cycle assessment of biofuel supply chains, <i>J. R. Soc. Interface</i> (2012), doi:10.1098/rsif.2011.0769
<i>Searchinger et al. (2008)</i>	T Searchinger, R Heimlich, R A Houghton, F Dong, A Elobeid, J Fabiosa, S Tokgoz, D Hayes, T-H Yu: Use of U.S. Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases Through Emissions from Land-Use Change, <i>Science</i> 319 (2008): 1238–1240, doi:10.1126/science.1151861
<i>Tansey (2011)</i>	R Tansey: Biofuels and Indirect Land Use Change, or “The road to hell is paved with good intentions”, 16 May 2011, http://qceablog.wordpress.com/2011/05/16/biofuels-and-iluc/ accessed 24.01.2013
<i>Tipper et al. (2009)</i>	R Tipper, C Hutchison, M Brander: A practical approach for policies to address GHG emissions from indirect land use change associated with biofuels. <i>Ecometrica</i> , Edinburgh, UK, 2009
<i>UNEP (2013)</i>	UNEP-SETAC Life Cycle Initiative: http://lcinitiative.unep.fr/ , accessed 24. January 2013

- Wang & Haq (2008) M Wang & Z Haq: Letter to Science about Searchinger et al. article, Argonne National Laboratory, 2008, http://www.transportation.anl.gov/pdfs/letter_to_science_anldoe_03_14_08.pdf accessed 24.01.2013
- Wicke et al. (2012) B Wicke, P Verweij, H van Meijl, D P van Vuuren, A P C Faaij: Indirect land use change: review of existing models and strategies for mitigation, *Biofuels* 2012:3 (1) 87-100 , DOI 10.4155/bfs.11.154; Figure 4 used with kind permission of Future Science Ltd
- Willer (2012) H Willer: The European Market for Organic Food, Forschungsinstitut für biologischen Landbau, *BioFach* 2012, 16.02.2012
- Wing (2004) I S Wing: Computable General Equilibrium Models and their use in economy-wide policy analysis. http://web.mit.edu/globalchange/www/MITJPSPGC_TechNote6.pdf, 2004, accessed 22. January 2013
- Worldwatch (2007) The Worldwatch Institute: *Biofuels for Transport: Global Potential and Implications for Energy and Agriculture*, Earthscan Publications Ltd., London, U.K., 2007, ISBN 978-1-84407-422-8
- Zilberman et al. (2010) D Zilberman, G Hochman, D Rajagopal: Indirect Land Use Change: A Second-best Solution to a First-class Problem, *AgBioForum* 2010 13(4): 382-390

7. Third party review statement

The land use change issue (LUC) has recently been much discussed in considering the Life cycle assessment (LCA) of product systems depending on soil: agriculture, biofuels, forests, meat production etc. These and other systems compete about the available, finite areas and it is not at all clear which products should be preferred under environmental aspects. In that situation, decision makers are well advised to use advanced assessment methods, especially LCA (ISO 14040:2006 and 14044:2006). In addition to these environmental LCA standards, methods restricted to the assessment of global warming (the Global warming potential (GWP) or “carbon footprint” (CF) caused by greenhouse gases (GHG)) have gained attention recently. ISO DIS 14067:2013 provides a draft standard. The same is true for the British pre-standard PAS 2050:2011 and several private initiatives, all based on the environmental standards cited above.

Since major economic changes tend to show (often unexpected) secondary effects, which may offset the original goal of a change, modifications of the original method of land use assessment (based on direct land use change (dLUC)) have been proposed and – prematurely – even been suggested for decision making. These modified methods try to include potential secondary effects of iLUC into the analysis. It has been the challenging task of this study to explore the scientific basis of such proposals, the model calculations which are used to substantiate iLUC and the limits set by the international standards. The results are sobering for the supporters of the inclusion of iLUC into the decision making at the present status of method development.

The main questions to be answered by this study are:

- **Do models exist which can be used to predict iLUC with the necessary accuracy?**

Several models (economic and deterministic) were analysed and shown to be not or only partially useful. Major drawbacks are that iLUC is often not distinguished from dLUC and that not enough data are available. The existing models could only serve as a starting point for the development of models useful for LCA. The present models also produce highly divergent “iLUC factors”.

- **Do the existent LCA and CF standards require the inclusion of iLUC?**

They do not. The study is adamant in this regard. The iLUC belongs to a group of phenomena called “rebound effects”. These can be treated in principle by the “consequential” LCA approach. Consequential LCA is based on (economic) scenarios in addition to an LCA as basis, whereas the (conventional) LCA, also called attributive LCA, is based on actual material and energy flows using the most recent data available. Since the reaction of the economy to any changes (here: land use) is not known, assumptions have to be made making any results questionable.

Some documents admit that iLUC calculations may be useful in the future, once a robust and internationally acknowledged method will be worked out.

- **Are the methods proposed so far robust and scientifically defensible?**

Examples are given where double counting can occur and the distinction between dLUC and iLUC is not always straightforward. Much more work will be necessary to develop a future methodology, as requested by some standards and other documents.

Conclusion:

The study is based on most recent literature and in-depth knowledge of the standards to be used for modelling and other relevant documents.

I strongly suggest taking into account the results of this study in any further measures with regard to iLUC modelling and its use in LCA for decision making.

Frankfurt am Main, 27.03.2013



Prof. Dr. Walter Klöpffer
Chefredakteur, Int. Journal of
Life Cycle Assessment
LCA CONSULT & REVIEW
Am Dachsberg 56E
DE-60435 Frankfurt am Main
Deutschland

Tel.: +49 (0)69 54 80 19 35

E-Mail: walter.kloepffer@t-online.de

Internet: www.kloepffer.de

