

Elisa Dunkelberg, Josephin Lehnert, Anna Neumann



Fair Fuels? Working Paper 1

LCA-basierte Umweltbewertung von Biokraftstoffen

Nebenprodukte, indirekte Landnutzungsänderungen, Wasserbedarf
und Biodiversität – aktuelle Forschungsschwerpunkte und der Stand
der politischen Regulierung

Fair Fuels?

Zwischen Sackgasse und Energiewende: Eine sozial-ökologische
Mehrebenenanalyse transnationaler Biokraftstoffpolitik

Impressum

Autor/innen:

Elisa Dunkelberg (IÖW), Josephin Lehnert (IÖW), Anna Neumann (IÖW)

Kontakt:

Institut für ökologische Wirtschaftsforschung,
Potsdamer Str. 105, 10785 Berlin
elisa.dunkelberg@ioew.de

Als Forschungspartner kooperieren

Projektleitung:

Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW), Berlin
Potsdamer Str. 105, 10785 Berlin
www.ioew.de

Kooperationspartner:

Lateinamerika-Institut (LAI) an der Freien Universität Berlin
Rüdesheimer Str. 54-56, 14195 Berlin
www.lai.fu-berlin.de

Deutsches Institut für Entwicklungspolitik (DIE)

Im Tulpenfeld 6, 53113 Bonn
www.die-gdi.de

Zitiervorschlag

Dunkelberg, Elisa; Lehnert, Josephin & Neumann, Anna (2011): LCA-basierte Umweltbewertung von Biokraftstoffen. Nebenprodukte, indirekte Landnutzungsänderungen, Wasserbedarf und Biodiversität – aktuelle Forschungsschwerpunkte und der Stand der politischen Regulierung, Fair Fuels? Working Paper 1, Berlin.

Der vorliegende Beitrag entstand im Rahmen des Forschungsprojektes „Fair Fuels? Zwischen Sackgasse und Energiewende: Eine sozial-ökologische Mehrebenenanalyse transnationaler Biokraftstoffpolitik“. Das Projekt ist Teil des vom deutschen Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten Schwerpunktprogramms Sozial-ökologische Forschung (SÖF; Förderkennzeichen 01UU0905). Für nähere Informationen zum Projekt siehe www.fair-fuels.de und zum Förderschwerpunkt www.sozial-oekologische-forschung.org.

Berlin, Januar 2011

GEFÖRDERT VOM



Zusammenfassung

Der Anteil von Biokraftstoffen am Gesamtkraftstoffverbrauch soll in der Europäischen Union erhöht werden – vor allem um die Kraftstoffversorgung langfristig und klimaverträglich zu gewährleisten. Um negative ökologische und soziale Folgen zu vermeiden, enthält die Erneuerbare-Energien-Richtlinie (EE-RL) Nachhaltigkeitskriterien, die bei der Bereitstellung von Biokraftstoffen eingehalten werden müssen. Seitens der ökologischen Wirkungen betrifft dies vor allem die Höhe der Treibhausgas(THG)einsparungen im Vergleich zu fossilen Kraftstoffen – derzeit wird intensiv darüber diskutiert, inwiefern indirekte Landnutzungsänderungen (iLUC) mit in die Bilanz einbezogen werden sollen. Ein weiterer wichtiger Aspekt ist die Vermeidung negativer Wirkungen auf Wasserqualität, -quantität und Biodiversität. Die Lebenszyklusanalyse (LCA) kann als standardisierte Methode zur Erfassung und Bewertung von Umweltwirkungen in diesen Bereichen eine Entscheidungsgrundlage bieten. Ziele dieser Studie waren es, LCA-basierte beziehungsweise -kompatible Methoden vorzustellen, die zur Erfassung und Bewertung der genannten Wirkungen dienen (können), sowie aktuelle Forschungsschwerpunkte in diesen Themenfeldern abzuleiten. Des Weiteren wurden mögliche Wege zur politischen Regulierung diskutiert.

Die Verteilung von Umweltwirkungen auf Haupt- und Nebenprodukte ist ein seit langem diskutiertes Thema in der LCA-Forschung. Im Rahmen der EE-RL wird eine Standard-Allokationsmethode vorgeschrieben, was aus Gründen der Vergleichbarkeit unerlässlich ist. In der Wissenschaft sollten jedoch andere, gleichermaßen geeignete Verfahren zur Abdeckung möglicher Ergebnisse angewandt werden.

Gegenwärtig stehen ökonometrische, deterministische und regionale Modelle zur Quantifizierung von iLUC zur Verfügung. Ergebnisse existierender Studien zeigen, dass Landnutzungsänderungen die positive Klimaschutzwirkung von Biokraftstoffen aufwiegen können. Eine politische Regulierung ist demnach unerlässlich, zugleich scheint eine Integration in die THG-Bilanz im Rahmen der EE-RL aufgrund hoher Unsicherheit und Spannweiten in den Ergebnissen verfrüht. Alternativ könnten Biokraftstoffe mit zusätzlichen Nachhaltigkeitsanforderungen belegt werden. Im Juli 2011 wird die Europäische Kommission über den Umgang mit iLUC im Rahmen von RED entscheiden.

Der Water Footprint, als ein Konzept zur Erfassung des Wasserbedarfs über den gesamten Lebenszyklus, ermöglicht es, regionale Unterschiede im Wasserbedarf der Biokraftstoffproduktion zu identifizieren. Regionale Wasserressourcen und daraus abgeleitete Schadensfaktoren werden in diesem Konzept jedoch nicht hinreichend berücksichtigt. Inwiefern der Water Footprint oder verwandte Methoden im Rahmen der politischen Regulierung zum Erhalt von Wasserressourcen eingesetzt werden können, wird gegenwärtig diskutiert. Die Regulierung der Wasserentnahme im Rahmen der Biokraftstoffpolitik ist bislang wenig spezifisch und wird in den von Deutschland anerkannten Zertifizierungssystemen in unterschiedlichem Umfang behandelt.

Die Erfassung und Bewertung von Biodiversitätsänderungen in LCA ist aufgrund der verschiedenen Dimensionen von Biodiversität (u.a. genetische Vielfalt, Funktionsvielfalt) mit großen Schwierigkeiten behaftet. Eine allgemein akzeptierte, standardisierte Methode liegt nicht vor und die Entwicklung einer solchen Methode gilt als ein wichtiger LCA-Forschungsschwerpunkt. Die Regulierung zur Vermeidung von Biodiversitätsverlusten erfolgt gegenwärtig über den Ausschluss besonders artenreicher Gebiete für den Anbau von Biokraftstoffausgangsstoffen. Darüber hinaus werden in Deutschland Ausgleichszahlungen für besonders schonende Anbauverfahren diskutiert.

Priorität in dem vorgestellten Spektrum an aktuellen Forschungs- und Regulierungsschwerpunkten hat der Umgang mit iLUC, da Landnutzungsänderungen Auswirkungen auf die THG-Bilanz, den Wasserhaushalt sowie die Biodiversität nach sich ziehen.

Abstract

Increasing the share of biofuels in the European Union (EU) in order to secure a sustainable energy supply is one main target of the European Directive on renewable energies (RED). With the intention to avoid negative ecological and social impacts RED includes sustainability criteria for the production of biofuels. Reducing greenhouse gas (GHG) emissions compared to fossil fuels is the main ecological requests of RED. The question whether GHG emissions due to indirect land use change (iLUC) should be included in the GHG balance of biofuels has been intensively discussed during the recent months. Additionally negative effects on water quality, quantity and on biodiversity shall be prevented according to RED. Life cycle assessment (LCA) is a standardized, well established method for the assessment and evaluation of environmental impacts. LCA can as well be used as a decision-making tool in these areas; however, especially regarding iLUC and the impacts on water quantity and biodiversity the method must be developed further. The objective of this study was to present LCA-based or compatible methods that are used or could be used to detect and evaluate these impacts. Additionally, further research questions were identified and options for political regulation measures were discussed.

In multi-output processes, one faces the challenge how to allocate environmental impacts on the respective products. This topic has been under discussion in the LCA-community for a long time. For reasons of standardization, a specific allocation method is stated in RED. However, this requirement should not inhibit the application of other equally suitable methods in science as it has happened during the recent years.

Economic, deterministic and regional models can be used to quantify GHG emissions due to iLUC. Results of recently published studies demonstrate that in some cases effects of land use change overcompensate GHG savings. Therefore, a political regulation is essential; at the same time integrating iLUC related emissions into the GHG balance of biofuels in the scope of RED seems to be premature because of methodological uncertainties and a high variation in the results. Additional sustainability criteria could be another option to avoid iLUC. The European Commission will decide in July 2011 how to deal with iLUC within the framework of RED.

Water footprints are used to calculate the water demand of a product over its whole life cycle. Taking into account regional aspects such as temperature and rainfall patterns, water footprints demonstrate how much water is needed in specific regions to produce specific biofuels. However, regional water resources and following risk factors are not considered. During the recent years it has been discussed whether water footprints are a suitable basis for decision-making in policy or not. Political regulation of water demand in the biofuels production chain is currently not very specific; and certification systems approved in Germany vary considerably in terms of addressing issues of water demand.

The different dimensions of biodiversity (e.g. genetical diversity, functional diversity) make it difficult to assess biodiversity losses within LCAs. To develop an approved and standardized assessment method for biodiversity is therefore one main area of current LCA research. Within the framework of RED, biodiversity losses resulting from biofuel production are avoided by excluding areas of high biodiversity such as primary forests. Additionally, compensatory payment arrangements are discussed as an option to reduce biodiversity losses at least in Germany.

Dealing with iLUC certainly has the first priority in the range of discussed environmental challenges, since iLUC often induce GHG emissions, negative impact on water-balances as well as biodiversity losses.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung und Zielsetzung	9
2	Ökobilanz – LCA	11
3	Koppelprodukte in LCA.....	14
3.1	Methoden zum Umgang mit Koppelprodukten in LCA.....	14
3.2	Relevanz für die THG-Bilanz von Biokraftstoffen	16
3.3	Status Quo und Möglichkeiten der Regulierung	18
4	Relevante Umweltwirkungen beim Anbau von Biomasse.....	20
4.1	Direkte und indirekte Landnutzungsänderungen in LCA	20
4.1.1	Methoden zur Quantifizierung von iLUC.....	24
4.1.2	Relevanz der Quantifizierung von iLUC für die THG-Bilanz von Biokraftstoffen.....	29
4.1.3	Status Quo und Möglichkeiten der Regulierung	31
4.2	Wasserbedarf und dessen Integration in LCA	33
4.2.1	Methoden zur Quantifizierung und Bewertung des Wasserbedarfs.....	33
4.2.2	Einflussfaktoren auf den Wasserbedarf beim Biomasseanbau.....	37
4.2.3	Ergebnisse zur Bilanzierung des Wasserbedarfs von Biokraftstoffen.....	37
4.2.4	Ergebnisse regionalspezifischer Studien zu Biokraftstoffen.....	39
4.2.5	Status Quo und Möglichkeiten der Regulierung	46
4.3	Biodiversitätsveränderungen und deren Integration in LCA	47
4.3.1	Methoden zur Quantifizierung von Biodiversität	49
4.3.2	Methoden zur Bewertung von Biodiversitätsveränderungen.....	51
4.3.3	Spezifische Methoden für die Bilanzierung von Biokraftstoffen	55
4.3.4	Ergebnisse regionalspezifischer Studien zu Biokraftstoffen.....	57
4.3.5	Status Quo und Möglichkeiten der Regulierung	58
5	Schlussfolgerungen	61
6	Literaturverzeichnis.....	66

Abbildungsverzeichnis

Abb. 5.1:	THG-Emissionen durch dLUC und iLUC verschiedener Biokraftstoffe Quelle: Eigenen Darstellung nach Fritsche et al. (2010, 17)	30
Abb. 5.2:	Water Footprint der Länder der Erde.....	35
Abb. 5.3:	Durchschnittlicher Water Footprint von Energiepflanzen für die Biokraftstoffproduktion, unterteilt in Blau-, Grün- und Grauwasser für Mozambique Zeitraum 1996-2005	43
Abb. 5.4:	Durchschnittlicher Water Footprint von Energiepflanzen für die Biokraftstoffproduktion unterteilt in Blau-, Grün- und Grauwasser für Malawi im Zeitraum 1996-2005	43
Abb. 5.5:	Änderungen der Landqualität durch Okkupation und Transformation.....	54

Tabellenverzeichnis

Tab. 4.1:	Vorgehensweise zur Berücksichtigung von Koppelprodukten in Mehrproduktsystemen	15
Tab. 2.1:	Kohlenstoffgehalt von verschiedenen Böden in Verbindung mit Landnutzungsformen in Deutschland	21
Tab. 2.2:	Emissionsfaktoren für die Biokraftstoffproduktion typischer Landnutzungsänderungen	22
Tab. 5.3:	Minimal- und Maximalwerte der in verschiedenen Modellen kalkulierten Landnutzungsänderungen	30
Tab. 5.4:	Globaler Gesamtdurchschnitt des Water Footprints von Biokraftstoffen.....	39
Tab. 5.5:	Water Footprints ausgewählter Länder für den Zeitraum 1997 – 2001	39
Tab. 5.6:	Water Footprints ausgewählter Energiepflanzen in Brasilien	41
Tab. 5.7:	Wasserbedarf der Hauptanbaufrüchte für die Bioethanolproduktion	44
Tab. 5.8:	Ökosystemdienstleistungen nach dem Millenium Ecosysteme Assessment	48
Tab. 5.9:	Methoden zur Integration von Biodiversitätsveränderungen in LCA	51
Tab. 6.1:	Priorisierung von offenen Forschungsschwerpunkten.....	65

Abkürzungsverzeichnis

BLE	Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung
CBD	Convention on Biological Diversity
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
CORINE	Coordinated Information on the European Environment
DDGS	Dried Distillers Grains with Solubles, Trockenschlempe
EE	Erneuerbare Energien
EU	European Union, Europäische Union
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
LCA	Life Cycle Assessment, Lebenszyklusanalyse, Ökobilanz
LCCS	Land Cover Classification System
dLUC	Direct Land Use Change, Direkte Landnutzungsänderung
iLUC	Indirect Land Use Change, Indirekte Landnutzungsänderung
IATP	Institute for Agriculture and Trade Policy
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
ISCC	International Sustainability & Carbon Certification
LUC	Land use change, Landnutzungsänderung
OC	Organischer Kohlenstoffgehalt
RFA	Renewable Fuels Agency
SADC	Southern African Development Community
THG	Treibhausgas(e)
UN	United Nations
UNEP	United Nations Environment Programme
WF	Water Footprint, Wasserfußabdruck

1 Einleitung und Zielsetzung

Ein zentrales Streitthema in der Debatte um die Förderung von Agrar-/Biokraftstoffen¹ sind die mit ihrer Produktion und Nutzung einhergehenden Umweltwirkungen. Zahlreiche Staaten und Staatenverbünde, unter anderem die Europäische Union (EU), haben inzwischen Biokraftstoffziele festgesetzt, um die eigene Energieversorgung zu sichern und Treibhausgasemissionen (THG, CO_{2aq}) zu senken. Am 23. April 2009 hat die EU-Kommission die Erneuerbare-Energien-Richtlinie (EE-RL) verabschiedet, die für das Jahr 2020 einen Anteil von 10 Prozent Erneuerbare Energien (EE) im Mobilitätssektor vorsieht (2009/28/EG).

Allerdings wurden in den vergangenen Jahren immer wieder Diskussionen um mögliche negative Folgen der Biokraftstoffproduktion geführt – einen neuen Schub bekam die kritische Diskussion im Jahr 2007 im Kontext mit steigenden Nahrungsmittelpreisen. Mögliche Umweltprobleme, die mit dem Anbau von Energiepflanzen für die Biokraftstoffproduktion einhergehen, sind zum Beispiel eine Verstärkung von regionaler Wasserknappheit, sowie unerwünschte THG-Emissionen und Biodiversitätsverluste infolge von Landnutzungswechseln. Um negative Effekte der Biokraftstoffproduktion und -nutzung zu vermeiden, enthält die EE-RL Nachhaltigkeitskriterien, die bei der Bereitstellung von Biokraftstoffen und flüssigen Brennstoffen aus Biomasse eingehalten werden müssen (2009/28/EG). Unter anderem müssen Biokraftstoffe seit dem Jahr 2009 ein THG-Einsparpotenzial von mindestens 35 Prozent gegenüber fossilen Treibstoffen aufweisen, bis 2017 soll diese Anforderung auf 50 Prozent erhöht werden. In der Richtlinie sind Methoden zur Berechnung der THG-Emissionen enthalten. Allerdings – darum dreht sich eine aktuelle Debatte – sind nicht alle potenziellen Emissionen wie zum Beispiel die durch indirekte Landnutzungsänderungen (iLUC), berücksichtigt.

Zur Erhebung und Bewertung von Umweltwirkungen, die mit der Herstellung, Nutzung und Entsorgung von Produkten einhergehen, liegen verschiedene Methoden vor, die jeweils für konkrete Fragestellungen oder Anwendungsfälle unterschiedlich gut geeignet sind. Bei der Umweltbewertung von Biokraftstoffen interessiert meist ein Produktvergleich der Biokraftstoffe mit entweder fossilen Kraftstoffen oder stationären energetischen Nutzungen von Biomasse (z.B. Kraft-Wärme-Kopplung). Deshalb findet in der Regel die für den Produktvergleich gut geeignete Ökobilanz beziehungsweise Lebenszyklusanalyse (Life Cycle Assessment, LCA) beim Untersuchungsgegenstand Biokraftstoffe Anwendung. Es handelt sich dabei um eine international anerkannte Methode zur Umweltbewertung von Produkten und Systemen, die durch die ISO-Norm 14040ff standardisiert wurde. LCA können eine Entscheidungsgrundlage im Rahmen von Instrumenten zur politischen Regulierung bieten. Zum Beispiel ist die in der EE-RL beschriebene Methode zur Berechnung der THG-Emissionen an diese Norm angelehnt und konkretisiert diese an einigen Stellen.

Trotz der Standardisierung der Ökobilanz ergeben existierende Studien zu den Umweltwirkungen von Biokraftstoffen stark abweichende Ergebnisse. So ziehen sowohl Fürsprecher als auch Gegner von Biokraftstoffen Ergebnisse aus Lebenszyklusanalysen, insbesondere zu Energie- und THG-Bilanzen aber auch zu Wirkungen bezüglich der Biodiversität, heran, um ihrem Standpunkt mit Fakten und Zahlen Gewicht zu verleihen. Die abweichenden Ergebnisse begründen sich teilweise in unterschiedlichen Frage- und Zielstellungen, unterschiedlich gewählten Systemgrenzen sowie

¹ Beide Begriffe werden synonym verwendet. Da in Deutschland der Begriff Biokraftstoffe geläufiger ist, wird dieser im folgenden Text verwendet.

Datengrundlagen. Allerdings weist die Existenz einer Vielzahl an Studien und vor allem die Bandbreite an Ergebnissen auch auf methodische Herausforderungen bei der Erstellung von Ökobilanzen hin.

Ziel dieser Studie ist es daher auf Basis einer umfassenden Literaturlauswertung *methodische Gründe für die große Bandbreite an Ergebnissen zu identifizieren*, und aus dem Stand der aktuellen wissenschaftlichen Diskussion bestehende, die Methodik betreffende *Forschungsschwerpunkte abzuleiten*. Besonderes Augenmerk liegt dabei auf den in der Vergangenheit vernachlässigten, jedoch aktuell intensiv diskutierten Aspekten. Dies sind die Fragen, wie Nebenprodukte in der Bilanzierung berücksichtigt, ob und wie Emissionen durch indirekte Effekte in die THG-Bilanz integriert und auf welche Weise der Wasserbedarf und Biodiversitätsänderungen bilanziert und bewertet werden können. Aktuelle Studien zu diesen Umweltwirkungen werden aufgegriffen und deren Ergebnisse verglichen. Der Fokus liegt hierbei auf Studien zu den Fallstudienregionen im Projekt „Fair Fuels?“ – der Europäischen Union (EU), Brasilien und Subsahara-Afrika – und den dort relevanten Biokraftstoffen. Ein weiteres Ziel ist es, derzeit umgesetzte und in Betracht gezogene *Wege zur politischen Regulierung* beziehungsweise Minderung dieser Effekte vorzustellen und zu diskutieren, inwiefern diese Vorgaben den komplexen Zusammenhängen der mit der Biokraftstoffproduktion einhergehenden Umweltwirkungen gerecht werden. Dabei wird der Frage nachgegangen, inwiefern LCA-basierte Methoden im Rahmen der politischen Regulierung eingesetzt werden (können). Dementsprechend werden die methodischen Vorgaben der EE-RL bei der Nachhaltigkeitsbewertung von Biokraftstoffen sowie deren Umsetzung im Rahmen von Zertifizierungssystemen überprüft.

2 Ökobilanz – LCA

Ökobilanzen dienen explizit zur Analyse von Umweltaspekten und -wirkungen von *Produktsystemen*. Mit der Formulierung einer internationalen Norm im Jahr 1996 (DIN EN ISO 14040 ff) wurde ein allgemein anerkannter methodischer Rahmen für die Ökobilanz festgelegt. In der Norm ist die Ökobilanz als Methode definiert, die zur Abschätzung der mit einem Produkt verbundenen und potentiellen Umweltwirkungen dient:

„Die Ökobilanz bezieht sich auf die Umweltaspekte und potentiellen Umweltwirkungen (z.B. Nutzung von Ressourcen und die Umweltauswirkungen von Emissionen) im Verlauf des Lebensweges eines Produktes von der Rohstoffgewinnung, über Produktion, Anwendung, Abfallbehandlung, Recycling bis zur endgültigen Beseitigung (d.h. von der Wiege bis zur Bahre)“ (DIN EN ISO 14040 2009, 4).

Bei der Erhebung der mit Biokraftstoffen verbundenen Input- und Outputströme und der Abschätzung der damit einhergehenden Umweltwirkungen sind demnach die „Lebensabschnitte“ Anbau der Energiepflanzen (oder Reststoffbereitstellung), Gewinnung der Rohstoffe (Öle, Zucker etc.), Konversion, Distribution, Nutzung der Biokraftstoffe, sowie gegebenenfalls die Entsorgung von Reststoffen zu berücksichtigen. Eine Ökobilanz soll der Norm entsprechend aus vier Arbeitsschritten beziehungsweise Komponenten bestehen:

- *Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens:* Es wird festgelegt, wie die konkrete Studie bezüglich Untersuchungsziel und -rahmen (Systemgrenzen, Abschneidekriterien, Referenzsystem) gestaltet wird.
- *Sachbilanz:* In diesem Arbeitsschritt erfolgt die Zusammenstellung und Quantifizierung der In- und Outputströme des untersuchten Produktes über den gesamten Lebensweg.
- *Wirkungsabschätzung:* Dieser Schritt überträgt die Daten aus der Sachbilanz mit Hilfe von Wirkungsindikatoren² und Charakterisierungsmodellen in bestimmte Wirkungskategorien wie zum Beispiel Treibhauseffekt oder Eutrophierung, um die Bedeutung von potenziellen Umweltwirkungen beurteilen zu können. Die Konzentration der jeweiligen Stoffe am Ort der Wirkung wird dabei im Gegensatz zur Umwelt-Risiko-Analyse nicht berücksichtigt (Klöpffer und Grahl 2009).
- *Auswertung:* In diesem letzten Arbeitsschritt werden aus den Ergebnissen der Sachbilanz und Wirkungsabschätzung Schlussfolgerungen gezogen und Empfehlungen entsprechend der Zielsetzung abgeleitet (Klöpffer und Grahl 2009). Eine Gewichtung verschiedener Wirkungskategorien gegeneinander findet in der Regel nicht statt (IFZ und IIÖ 2003).

Ökobilanzen stellen ein geeignetes Instrument dar, um Teilprozesse im Lebenszyklus eines Produktes zu identifizieren, die in besonders großem Umfang Umweltwirkungen verursachen. Und sie bieten eine Grundlage für den umweltbezogenen Vergleich verschiedener Produkte, Produktions-

² Die Berechnung der numerischen Indikatorwerte wird als Charakterisierung bezeichnet und schließt die Umwandlung der Sachbilanzergebnisse in gemeinsame Einheiten ein. Zur Umwandlung werden Charakterisierungsfaktoren verwendet. Charakterisierungsfaktoren werden aus einem Charakterisierungsmodell abgeleitet (Klöpffer und Grahl 2009).

varianten oder -technologien (IFZ und IIÖ 2003). Somit stellt die Ökobilanz eine geeignete Bewertungsmethode für den Vergleich von verschiedenen Biokraftstoffen untereinander, mit fossilen Kraftstoffen oder mit anderen energetischen Biomassenutzungsmöglichkeiten dar.

Eine Vielzahl von LCA-Studien beschäftigt sich mit dem Untersuchungsgegenstand Biokraftstoffe. Die Studien unterscheiden sich in ihrer analytischen Tiefe, bezüglich der betrachteten Umweltwirkungen sowie auch in den Ergebnissen stark. An dieser Stelle soll auf einige Gründe eingegangen werden, weshalb abweichende Ergebnisse zustande kommen und weshalb bestimmte Umweltwirkungen in der Vergangenheit vernachlässigt wurden.

Obwohl die Methode der Ökobilanz über die Norm ISO 14040 ff. standardisiert ist, existieren einige offene Fragen hinsichtlich des methodischen Vorgehens. Derzeit werden insbesondere die folgenden methodischen Herausforderungen in wissenschaftlichen Fachkreisen zur Ökobilanzierung von Biokraftstoffen beziehungsweise von landwirtschaftlichen Produkten im Allgemeinen intensiv diskutiert:

1. Bei der Produktion von landwirtschaftlichen Gütern, zu denen auch die meisten Biokraftstoffe gezählt werden können, entstehen häufig *Koppelprodukte*³ (Nebenprodukte), die ebenfalls einen Nutzen aufweisen. Die mit der Produktion einhergehenden Umweltwirkungen können und sollten allen „nützlichen“ Produkten zugewiesen werden, da durch die Nebenproduktion alternative Herstellungswege vermieden werden. Zur Berücksichtigung von Koppelprodukten in der Bilanz existieren verschiedene Möglichkeiten, die zu abweichenden Ergebnissen führen können (vgl. z.B. Majer und Schröder 2008).
2. Die Bilanzierung der Input-Outputströme soll über den gesamten Lebensweg erfolgen und alle relevanten Prozesse berücksichtigen. Besonders schwierig abzuschätzen sind die Umweltwirkungen, die während des Anbaus der Biomasse auftreten. Ein Grund hierfür ist, dass die beim *Anbau relevanten Umweltwirkungen* lokal beziehungsweise regional auftreten. LCA wurden zunächst für globale Wirkungskategorien wie der Treibhausgaseffekt oder den stratosphärischen Ozonabbau entwickelt. Durch Vernachlässigung der räumlichen Dimension entstehen jedoch falsche Ergebnisse in den nicht-globalen Wirkungskategorien wie Versauerung aber auch Biodiversitätsänderungen (Klöpffer und Grahl 2009). Die Regionalisierung, das heißt die Berücksichtigung der räumlichen Dimension, ist gerade für agrarwirtschaftliche Produkte von entscheidender Bedeutung.
 - i. In der Phase des landwirtschaftlichen Anbaus sind insbesondere die sogenannten direkten und indirekten Landnutzungsänderungen (dLUC und iLUC) relevant. Beide Begriffe nehmen Bezug auf die vorherige Nutzung der Fläche. Insbesondere der Einfluss von iLUC auf die THG-Bilanz wird bislang selten und nicht einheitlich berücksichtigt. Neben Auswirkungen auf die Treibhausgasbilanz können Landnutzungswechsel selbstverständlich auch andere ökologischen Auswirkungen wie zum Beispiel Wasserverknappung, Biodiversitätsverluste oder Beeinträchtigungen der Bodenfruchtbarkeit verursachen. Die Integration von iLUC in die Umweltbewertung ist eine methodische Herausforderung, da iLUC global auftreten und globale als auch lokale Auswirkungen nach sich ziehen.
 - ii. Von entscheidender Bedeutung in der Phase des Anbaus ist der Wasserbedarf der Pflanzen für die Biokraftstoffproduktion. Dieser kann nur in Zusammenhang mit den lokalen Bedingungen (Klima, Wassereinzugsgebiet, Bodenverhältnisse usw.) ermittelt werden.

³ Neben den Begriffen Koppel- und Nebenprodukte wird auch der Begriff Kuppelprodukte verwendet.

Zwar existieren methodische Vorschläge zur Bilanzierung und Bewertung des Wasserbedarfs, diese sind jedoch häufig entweder sehr aufwändig oder stark vereinfachend. Teilweise werden die Auswirkungen auf den Wasserhaushalt mit anderen Umweltwirkungen unter der Wirkungskategorie „land use“ zusammengeführt, alternativ wird der Wasserbedarf in die Kategorie Ressourcenverbrauch integriert oder separat erfasst. Die Vergleichbarkeit der bisherigen Ergebnisse ist aufgrund unterschiedlicher Methoden und Definitionen sehr eingeschränkt.

- iii. Wirkungen während des Biomasseanbaus auf die Biodiversität werden in Ökobilanzen zu Biokraftstoffen bislang kaum berücksichtigt. Dies liegt darin begründet, dass eine allgemein anerkannte Methode zur Integration dieser Umweltwirkung in LCA nicht existiert. Inzwischen gibt es einige methodische Ansätze, wobei die Arbeitsgruppen sehr unterschiedliche Vorgehensweisen verfolgen. Zwei Gründe haben bislang die Entwicklung einer einheitlichen Methode vermutlich erschwert: Erstens ist wie beim Wasserbedarf während der Anbauphase eine Regionalisierung der Ökobilanz erforderlich. Zweitens ist die Messung von Wirkungen auf die Biodiversität, das heißt bereits die Erstellung der Sachbilanz, mit Schwierigkeiten verbunden.

Im Folgenden wird detaillierter auf die genannten Punkte eingegangen. Ausgehend vom allgemeinen methodischen Stand der Forschung wird der konkrete Stand des Wissens bezüglich der Bewertung von Biokraftstoffen dargestellt. Darüber hinaus werden derzeit umgesetzte und diskutierte Wege zur politischen Regulierung der unerwünschten Effekte vorgestellt.

3 Koppelprodukte in LCA

In vielen Produktionsprozessen fallen gleichzeitig mehrere Produkte an – man spricht von Multi-Outputprozessen (Klöpffer und Grahl 2009). Das Produkt, zu dem eine Wirkungsabschätzung erstellt werden soll, wird als Hauptprodukt bezeichnet, alle weiteren Produkte, die einen Nutzen aufweisen, werden Neben-, Kuppel- oder Koppelprodukte genannt. Sobald in einem Produktionsprozess mehrere Produkte anfallen, stellt sich die Frage, auf welche Weise die Umweltwirkungen für das Hauptprodukt treffend kalkuliert werden können.

3.1 Methoden zum Umgang mit Koppelprodukten in LCA

Möglichkeiten zum Umgang mit Mehrproduktsystemen in LCA sind die direkte Verwendung der Koppelprodukte im Prozessnetz, Systemraumerweiterung, Substitution sowie die Allokation der Umweltwirkungen nach einem oder mehreren Kriterien (Baitz und Kreisig 2007). Die Wahl der Vorgehensweise kann das Ergebnis der Umweltbewertung maßgeblich beeinflussen (Weidema 2003), so dass bei einem Vergleich verschiedener Studien der jeweilige Umgang mit Koppelprodukten berücksichtigt werden muss.

Die *direkte Verwendung von Koppelprodukten im Prozessnetz* ist der sinnvollste Ansatz, sofern sichergestellt werden kann, dass die Produkte tatsächlich im System Verwendung finden (beispielsweise frei werdende Energie, die im Prozess als Input genutzt werden kann). Koppelprodukte sind in diesem Fall in der Auswertung nicht mehr vorhanden, sondern werden direkt verrechnet (Baitz und Kreisig 2007).

Für eine *Systemraumerweiterung* wird der Untersuchungsrahmen um alternative Herstellungspfade der Koppelprodukte erweitert und die damit verbundenen Umweltwirkungen werden den Ergebnissen des Hauptprodukts gegenübergestellt. Sobald sehr viele Koppelprodukte entstehen oder mehrere alternative Herstellungspfade für diese existieren, werden die Ergebnisse jedoch sehr unübersichtlich (Baitz und Kreisig 2007). Die *Substitution*, bekannt auch unter dem Namen Gutschriftverfahren, ist ein Spezialfall der Systemraumerweiterung. Bei der Substitution wird ein Hauptprodukt definiert (zum Beispiel Bioethanol). Für alle anderen Produkte werden die Umweltwirkungen eines alternativen Herstellungspfades ermittelt und vom Gesamtsystem abgezogen, so dass die Umweltwirkungen des Hauptprodukts um die des Nebenprodukts bereinigt werden. Maßgeblich entscheidend für das Ergebnis ist bei Systemraumerweiterung und Substitution die Wahl des alternativen Herstellungspfades. Um eine unverhältnismäßig gute Bewertung des Hauptprodukts zu vermeiden, sollten nur sehr repräsentative oder „best available technology“-Prozesse gewählt werden (Baitz und Kreisig 2007).

Alternativ kann eine Allokation als Verteilung der Umweltwirkungen auf alle entstehenden Produkte erfolgen, wobei Allokationen nach verschiedenen Kriterien möglich sind: zum Beispiel marktwertbasiert, mengen- beziehungsweise massenbasiert und heizwertbasiert (Hochfeld und Jenseit 1998). Bei marktwertbasierter Allokation werden die Marktpreise der verschiedenen Produkte erhoben, die Verteilung der Umweltwirkungen erfolgt nach dem Verhältnis der jeweiligen Preise zum Gesamtpreis aller Produkte. Bei mengenbasierter Allokation wird nach dem Verhältnis der entstehenden Volumina verteilt, bei massenbasierter Allokation nach dem Verhältnis der entstehenden Massen und bei der heizwertbasierten Allokation werden die Heizwerte der entstehenden Produkte ermittelt und die Umweltwirkungen entsprechend verteilt. In Abhängigkeit vom Allokationskriterium

können die Ergebnisse für das Hauptprodukt deutlich variieren (Klöpffer und Grahl 2009), für Biokraftstoffe ist ein Vergleich verschiedener Allokationsverfahren in Kapitel 3.2 ausgearbeitet. Ein genereller Nachteil der marktwertbasierten Allokation ist der schwankende Marktpreis, weshalb Mittelwerte über längere Zeiträume beziehungsweise über das Referenzjahr gebildet werden sollten (Klöpffer und Grahl 2009). Dennoch behält die Ökobilanz nur für einen bestimmten Zeitraum ihre Gültigkeit. Allerdings stellt der Marktpreis insofern ein sinnvolles Verteilungskriterium dar, als dass sich die Produktion in der Regel am ökonomisch wertvollsten Produkt orientiert (Klöpffer und Grahl 2009). Ein neuerer Ansatz in der wissenschaftlichen Diskussion um die „richtige Allokation“, ist die Allokation nach dem ökonomischen Nutzen (Nutzenmaximierung). Dabei werden über monetäre Komponenten hinaus auch nichtmonetäre Komponenten wie zum Beispiel Präferenzen einbezogen, außerdem kann die Nutzenfunktion um Externalitäten wie zum Beispiel Emissionsabgaben erweitert werden. Schmidt (2009) fordert in diesem Zusammenhang eine Abkehr von der Bevorzugung physikalischer Allokationskriterien und einen intensiveren Austausch der LCA-Community mit den Wirtschaftswissenschaften.

Die Ökobilanz-Norm gibt generell der Systemraumerweiterung den Vorzug vor Allokationslösungen (DIN EN ISO 14040 2009; EN ISO 14044 2006). Wird ein Allokationsverfahren angewandt, so gibt die ISO 14040 ff physikalischen Allokationskriterien gegenüber ökonomischen den Vorrang. Die verschiedenen Ansätze weisen jedoch in Abhängigkeit von der Fragestellung eine unterschiedliche Eignung auf. Eine Studie von Baitz und Kreisik (2007) gibt anhand von Anzahl und Wert der Nebenprodukte eine Orientierungshilfe, wann der Einsatz welcher Methode sinnvoll ist (s. Tab. 3.1).

Tab. 3.1: Vorgehensweise zur Berücksichtigung von Koppelprodukten in Mehrproduktsystemen

Quelle: (Baitz und Kreisik 2007, 22f.), eigene Ergänzungen

	Allokation (ein oder mehrere Kriterien)	Systemraumerweiterung	Substitution
Nebenprodukt-Output wird überwiegend oder fast ausschließlich nur über diese eine Route hergestellt	sinnvoll	wenig sinnvoll, da Alternativprozess nur virtuell vorhanden	wenig sinnvoll, da Alternativprozess nur virtuell vorhanden
Sehr viele Nebenprodukt-Outputs in geringer Menge und geringem Wert fallen an	sinnvoll	wenig sinnvoll, da hoher Modell-Aufwand und wenig Effekt zu erwarten	wenig sinnvoll, da hoher Modell-Aufwand und wenig Effekt zu erwarten
Wenige Nebenprodukt-Outputs mit hohem Wert	sinnvoll	sinnvoll	oft weniger sinnvoll, da Alternativroute wahrscheinlich nicht vergleichbare Charakteristik aufweist

	Allokation (ein oder mehrere Kriterien)	Systemraumerweiterung	Substitution
Nebenprodukte, denen keine sinnvollen gemeinsamen Eigenschaften zugewiesen werden können.	wenig sinnvoll, da Zuteilung der Lasten willkürlich	sinnvoll	sinnvoll
Nebenprodukte, die auf das Ergebnis keinen Einfluss haben (sollen).	sinnvoll	wenig sinnvoll, da Ergebnisinterpretation verwässert wird	sinnvoll
Quasi marktwertlose Nebenprodukte, die jedoch einen Teil der Ressource beanspruchen und weiter verwendet werden können.	sinnvoll	wenig sinnvoll, da meist kaum Alternativroute vorliegt	wenig sinnvoll, da meist kaum Alternativroute vorliegt

3.2 Relevanz für die THG-Bilanz von Biokraftstoffen

Bei der Produktion landwirtschaftlicher Güter fallen typischerweise Koppelprodukte wie zum Beispiel organische Reststoffe an. So entstehen auch bei der Produktion von Biokraftstoffen (insbesondere der ersten Generation) in nahezu allen Herstellungspfaden Koppelprodukte – zum Beispiel Glycerin bei der Biodieselproduktion oder Schlempe bei der Bioethanolproduktion. Es handelt sich also mehrheitlich um Multi-Output-Prozesse, so dass bei der Bilanzierung eine Entscheidung zwischen Systemraumerweiterung, Substitution und (verschiedenen) Allokationsregeln getroffen werden muss.

Die in der Biokraftstoffproduktion anfallenden Koppelprodukte weisen unterschiedlich vielseitige Anwendungsmöglichkeiten auf. Dies soll beispielhaft an Glycerin und Schlempe erläutert werden. Glycerin, das bei der Produktion von Biodiesel entsteht, ist aufgrund seiner neutralen Eigenschaften vielfältig verwendbar, insgesamt existieren mehr als 1.500 Anwendungsmöglichkeiten. Die relevantesten Anwendungsmöglichkeiten finden sich vor allem in der Herstellung von Kosmetikprodukten und pharmazeutischen Produkten (Johnson und Taconi 2007). Aufgrund des weltweiten Anstiegs der Biodieselproduktion haben bereits Hersteller synthetischen Glycerins an Bedeutung verloren, da der Glycerinmarkt mit einer großen Menge an Rohglycerin aus der Biodieselproduktion konfrontiert wurde, was zu einem Einbruch des Marktpreises führte (ABG 2007). Bei einem weiteren Ausbau der Biokraftstoffproduktion könnte Glycerin in so großen Mengen anfallen, dass der Bedarf überdeckt wäre.

Besonders relevant für die THG-Bilanz sind Koppelprodukte, die hohe Proteingehalte aufweisen und demnach proteinhaltige Futtermittel ersetzen können (vgl. USDA 2007; Tabeau et al. 2009). Schlempe, die als Koppelprodukt bei der Destillation alkoholischer Gärflüssigkeiten entsteht, kann beispielsweise als flüssiges Futtermittel oder als Substrat in der Biogasgewinnung eingesetzt werden, da sie hohe Anteile an Eiweißen, Fetten und Mineralstoffen enthält. Nach Trocknung ist eine Verwendung als festes Futtermittel möglich (Kaltschmitt et al. 2009).

Modellierungen der Agrarwirtschaft zeigen, dass in Szenarien mit Biokraftstoffproduktion der Bedarf an Futtermittelpflanzen geringer ist als ohne (Prieler und Fischer 2009). Denn werden proteinhaltige Pflanzen wie Getreide oder Raps zur Herstellung von Biokraftstoffen verwendet, so entstehen Koppelprodukte, die nahezu das gesamte Protein der Ausgangspflanzen enthalten. In Großbritannien werden derzeit etwa 70 Prozent und in ganz Europa etwa 50 Prozent des angebauten Getreides zu Futtermitteln weiterverarbeitet. Der Proteingehalt von Getreide liegt zwischen acht und 13 Prozent, Soja und Raps enthalten zwischen 35 und 45 Prozent Proteine. Der optimale Proteingehalt für die Rindermast liegt jedoch bei 20 Prozent, so dass aus den genannten Futtermitteln meist ein Mischfutter hergestellt wird. Bei der Produktion von Bioethanol aus Getreide fällt so genannte Trockenschlempe (DDGS⁴) an. DDGS weist einen Proteingehalt von 30 bis 38 Prozent auf. Demnach könnte DDGS einen Teil des importierten Sojas als Bestandteil des Mischfutters ersetzen (RFA 2008a). In der Folge würden weniger Futtermittel in die EU importiert und daher Flächen, auf denen bislang Soja zur Futtermittelherstellung angebaut wird, „frei“ für andere Nutzungen werden. Alternativ könnten die bislang zur Futtermittelproduktion genutzten Sojabohnen zur Biokraftstoffproduktion verwendet werden. Diese „frei“ werdende Fläche oder der vermiedene zusätzliche Flächenbedarf kann prinzipiell in der THG-Bilanz von Biokraftstoffen berücksichtigt werden.

Lywood et al. (2009) veröffentlichten im Jahr 2009 eine Studie zum Nettoflächenbedarf der Ethanolproduktion, in der sie den Effekt der „frei“ werdenden Flächen mit einbezogen. Der Studie zufolge kann jede Tonne DDGS 0,59 Tonnen Soja-Futtermittel und 0,39 Tonnen Getreide-Futtermittel ersetzen. Die Kalkulationen ergeben einen Flächenbedarf für die Ethanolproduktion in der EU von 0,4 ha/t, ein Großteil wird jedoch durch die Bereitstellung der proteinreichen Nebenprodukte kompensiert, so dass der Nettoflächenbedarf nur 0,03 ha/t beträgt (Lywood et al. 2009).

Da die Produktion von Bioethanol aus Zuckerrohr oder von Biodiesel aus Palmöl kein geeignetes Futtermittel bereitstellt, würde eine höhere Nachfrage nach diesen Produkten in der EU ausschließlich zu höheren Importen und demnach zu einem erhöhten Landbedarf in den jeweiligen Anbauländern führen (RFA 2008a). Lywood et al. (2009) bestätigen diese Einschätzung, indem sie bei Berücksichtigung der proteinhaltigen Nebenprodukte einen geringeren Flächenbedarf für Biokraftstoffe aus Getreide und Zuckerrüben als für Biokraftstoffe aus Palmöl oder Zuckerrohr errechnen.

Die genannten Beispiele zu Glycerin und Schlempe zeigen, dass der Nutzen eines Koppelprodukts unterschiedlich sein kann und abhängig von weiteren Marktfaktoren wie Konkurrenz, Nachfrage und preissteuernden Interventionen wie Subventionen ist. Fallen die gleichen Koppelprodukte bei der Produktion anderer Güter an oder sinkt die Nachfrage auf dem Markt, so kann aus einem Koppelprodukt ein Abfallprodukt werden. Dieser Zusammenhang ist bei der Wahl der Allokationsmethode zu beachten. Denn während die marktwertbasierte Allokation auf den tatsächlichen ökonomischen Wert eines Produktes reagiert, indem dem höherwertigen Produkt höhere Anteile der Umweltwirkungen zugewiesen werden, sind die mengen- und heizwertwertbasierte Allokation unabhängig von der Marktentwicklung. Insofern bringt das Gegenüberstellen unterschiedlicher Allokationsmethoden in Ökobilanz-Studien einen Erkenntnisgewinn über die Robustheit eines Ergebnisses.

Dennoch wird bislang in den meisten Ökobilanz-Studien zu Biokraftstoffen nur eine Methode, in der Regel eine Allokationsmethode, angewandt (Luo et al. 2009). Dass die Art der Allokation das Ergebnis der Bilanz stark beeinflusst, zeigen Studien von Majer und Schröder (2008), Gnansounou (2009) sowie Luo et al. (2009). So sind bei massenbasierter Allokation etwa 50 Prozent der Treib-

⁴ englisch: dried distillers grains with solubles

hausgase dem Produkt Biodiesel zuzuweisen, bei heizwertbasierter Allokation etwa 60 Prozent und nach Substitution sogar knapp 80 Prozent (Majer und Schröder 2008). Gnansounou (2009) zufolge schwanken die Ergebnisse für Bioethanol aus Getreide je nach Allokationsmethode zwischen $-0,016 \text{ kg CO}_2\text{äq}$ bis $0,151 \text{ kg CO}_2\text{äq}$ pro gefahrenem Kilometer. Luo et al. (2009) kommen zu dem Ergebnis, dass Ethanol aus Getreidereststoffen (Biokraftstoff der zweiten Generation⁵) bei einer massen- sowie heizwertbasierten Allokation ein geringeres THG-Potenzial aufweist als Benzin. Wird jedoch nach dem Marktpreis alloziert, so liegt das THG-Potenzial des Biokraftstoffs im Vergleich zu Benzin höher. Der Grund für den großen Unterschied liegt darin, dass sich das Allokationsverhältnis von Getreide zu Getreidereststoffen bei Änderung der Allokation von marktpreisbasiert zu massen- oder energiebasiert von 7,5 auf 1,7 verringert. Da bis zur Ernte der Getreidepflanze mehr Kohlenstoffdioxid gebunden als in Form von CO_2 -Äquivalenten freigesetzt wird, gilt: Je höher das Verhältnis ist, desto geringer ist der Anteil des aufgenommenen Kohlenstoffdioxids, der dem Getreidereststoff und somit dem Ethanol zugewiesen wird.

Die Autoren schließen daraus, dass die Verwendung nur einer Allokationsmethode zur Bewertung der Umweltwirkungen eines Produktes keineswegs ausreichend ist. Um marktrelevante, politische Entscheidungen auf Basis von Ökobilanzen treffen zu können, müsse ein Vergleich verschiedener Allokationsmethoden erfolgen (Luo et al. 2009).

3.3 Status Quo und Möglichkeiten der Regulierung

Bei der Herstellung von Biokraftstoffen handelt es sich um Mehrproduktsysteme (Multi-Output-Prozesse), da in fast allen Produktionsprozessen Koppelprodukte anfallen, die wirtschaftlich genutzt werden können. Die verschiedenen methodischen Möglichkeiten zur Berücksichtigung von Koppelprodukten in LCA ergeben stark abweichende Ergebnisse. Dies ist mit Blick auf die regulativen Instrumente von besonderer Relevanz, denn die Europäische Kommission gibt im Rahmen der EE-RL (2009/28/EG) vor, welche Methode zur Berücksichtigung von Koppelprodukten in der THG-Bilanz angewandt werden soll. Eine solche Regelung ist sinnvoll, um Vereinheitlichung und Vergleichbarkeit herzustellen, die Spannweite der möglichen Ergebnisse rückt dadurch jedoch aus dem Blickfeld.

Bereits im Entwurf der deutschen Biomassenachhaltigkeitsverordnung (BioNachV) vom 5.12.2007 war eine Anrechnung der Koppelprodukte durch eine Allokation nach dem unteren Heizwert vorgesehen (BioNachV 2007). Dies wurde in der europäischen EE-RL (2009/28/EG), in der deutschen Biomassestrom-Nachhaltigkeitsverordnung vom 23.7.09 (BioSt-NachV 2009) sowie in der Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung vom 30.9.2009 (Biokraft-NachV 2009) übernommen. Dementsprechend nutzen auch die ersten durch die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) für Deutschland anerkannten Zertifizierungssysteme „International Sustainability & Carbon Certification“ (ISCC), REDcert und Roundtable on Sustainable Biofuels (RSB 2010), die die Einhaltung der Nachhaltigkeitskriterien der EE-RL gewährleisten sollen, diese Anrechnungsmethode.

⁵ Während die erste Biokraftstoffgeneration hauptsächlich auf Zuckern, Stärke und pflanzlichen Ölen basiert, welche aus Pflanzenteilen wie Samen oder Körnern gewonnen werden und damit häufig im Konflikt mit der Lebensmittelproduktion stehen, wird der Kraftstoff zweiter Generation aus Lignozellulose gewonnen. Es handelt sich dabei zum Beispiel um nichtessbare Rückstände beim Getreideanbau oder um nicht essbare Pflanzen, welche eigens für die Energieproduktion angebaut werden (Nigam und Singh 2010).

Die oben aufgeführten Ergebnisse lassen vermuten, dass durch diese Vorgabe Biokraftstoffe im Vergleich zu fossilen Kraftstoffen bessere Werte erzielen als dies bei anderen Methoden der Fall wäre (Majer und Schröder 2008; Luo et al. 2009). Nach der durch die EE-RL vorgesehene Allokation nach dem Heizwert werden außerdem die oben beschriebenen indirekten Landnutzungseffekte als Folge der Bereitstellung von proteinreichen Koppelprodukten nicht erfasst. Am ehesten lassen die Substitutionsmethode oder Systemraumerweiterung eine Einschätzung dieser Effekte zu. Alternativ können sie in die Modellierung von iLUC einbezogen werden (siehe Kapitel 4.1).

4 Relevante Umweltwirkungen beim Anbau von Biomasse

Jede Art der Landnutzung hat einen Einfluss auf die Umwelt (van der Voet 2001), wobei insbesondere die Bodenqualität, Biodiversität, Wasserqualität und -haushalt sowie die Kohlenstoffbilanz des Bodens betroffen sind. Die Anbauphase spielt daher eine entscheidende Rolle bei der gesamten Lebenszyklusanalyse von landwirtschaftlichen Produkten (z.B. van den Broeck und van Wijk 1996; Müller-Wenk 2001; Mila i Canals et al. 2007). Dennoch erfolgt die Integration der genannten Aspekte in Ökobilanzen zu Biokraftstoffen oder anderen landwirtschaftlichen Produkten nur selten. Ein Grund hierfür ist die räumliche Abhängigkeit der Wirkung; es bedarf einer Regionalisierung der Ökobilanz. Dies widerspricht einigen Autoren zufolge der ursprünglichen Ausrichtung von Ökobilanzen, die raumunabhängig und für alle Regionen der Welt gültig sein sollen (de Haes 2006, zitiert in Urban (2007)). Andere Autoren sind jedoch der Meinung, dass eine Regionalisierung stattfinden muss, um zu einer aussagekräftigen Abschätzung aller relevanten Umweltwirkungen zu kommen (Mila i Canals et al. 2007).

Dem Wasserbedarf und möglichen Biodiversitätsänderungen fällt neben der Energie- und Klimabilanz eine besonders relevante Bedeutung bei der Gesamtbewertung einer zukünftigen, globalen und nachhaltigen Bioenergiebereitstellung zu (z.B. WBGU 2008; Fritsche et al. 2009). Aus diesem Grund konzentriert sich die vorliegende Studie innerhalb der regionalspezifischen Auswirkungen auf diese beiden Aspekte. Der folgende Abschnitt fasst zunächst die derzeit diskutierten Methoden zur Integration von direkten und indirekten Landnutzungsänderungen in die THG-Bilanz von Biokraftstoffen sowie deren Bedeutung für das Ergebnis der Bilanz zusammen. Im darauf folgenden Abschnitt wird der Stand der Forschung zur Integration des Wasserbedarfs in Ökobilanzen im Allgemeinen und in Bezug auf Biokraftstoffe im Spezifischen zusammengefasst. In Kapitel 4.3 folgt eine Zusammenfassung des Stands der Forschung zur Integration von Wirkungen des Biomasseanbaus auf die Biodiversität in Ökobilanzen.

4.1 Direkte und indirekte Landnutzungsänderungen in LCA

Böden und Pflanzenbiomasse sind die zwei größten biologisch aktiven Speicher von terrestrischem Kohlenstoff. Schätzungen zufolge enthalten sie gemeinsam etwa 2,7 Mal so viel Kohlenstoff wie die Atmosphäre, wobei das Kohlenstoffreservoir des Bodens deutlich höher ist als das der Biomasse (Fargione et al. 2008). Die Menge des organischen Bodenkohlenstoffs steht in Wechselwirkung mit dem atmosphärischen Kohlenstoffgehalt: Über das Pflanzenwachstum wird CO₂ aus der Atmosphäre aufgenommen und teilweise als organischer Kohlenstoff im Boden gespeichert. Auf diese Weise können Böden eine wichtige Kohlenstoffsенке darstellen (Wegener 2008). Werden natürliche Landbedeckungen⁶ (Wald, Grünland, Feuchtgebiet) zu agrarwirtschaftlichen Landnutzungs-

⁶ Unter Landbedeckung ist die Art und Ausgestaltung der Geländeoberfläche in einem bio-physikalischen Sinn zu verstehen. Normalerweise beinhaltet dies die Vegetationsdecke, wobei mitunter auch menschliche Artefakte zur Landbedeckung hinzugezählt werden, zum Beispiel Gebäude und Verkehrswege, oder anderweitige natürliche Erscheinungen wie Wüsten, Gewässer oder Felsflächen (Milne et al. 2003).

formen⁷ umgewandelt, so wird durch den regelmäßigen Biomasseentzug kein oder nur in geringen Mengen neuer Kohlenstoff im Boden angereichert und der gespeicherte Kohlenstoff wird durch mikrobielle Abbauprozesse freigesetzt (Hagedorn 2003).

Infolge der oben beschriebenen Zusammenhänge beeinflusst die Anbauphase eines landwirtschaftlichen Produkts dessen THG-Bilanz in erheblichem Maße. Dabei wirken sich erstens die Wachstumseigenschaften der jeweiligen Pflanze auf den Kohlenstoffgehalt im Boden aus, zweitens hängt die lokale Wirkung (Kohlenstofffreisetzung oder -speicherung) von der vorherigen Landnutzung ab, da die Bodenkohlenstoffgehalte abhängig von der Landnutzungsart stark variieren (s. Tab. 2.1). Drittens beeinflussen endogene Faktoren wie zum Beispiel die Bodenart, klimatische und hydrologische Gegebenheiten, der Mineralgehalt (Wegener 2008) aber auch exogene Faktoren wie Managementpraktiken den Kohlenstoffgehalt des Bodens. Er kann damit nicht nur hinsichtlich der jeweiligen Landnutzung sondern auch spezifisch von Fläche zu Fläche stark variieren. Aufgrund dieser zahlreichen Einflussfaktoren ist die Ermittlung für spezifische Landnutzungsarten typischer Bodenkohlenstoffgehalte insgesamt schwierig.

Tab. 2.1: Kohlenstoffgehalt von verschiedenen Böden in Verbindung mit Landnutzungsformen in Deutschland

Quelle: (Blume et al. 2009, 53f.)

Bodentyp, Vegetation	Gehalt an organischem Kohlenstoff im Boden (kg m ⁻²)
Vega, Acker	13,0
Parabraunerde, Grünland	9,3
Podsol, Fichtenwald	22,3
(Erd-)Niedermoor, Grünland	43,2
(Erd-)Hochmoor, bewaldet	115,0

Trotz hoher Abweichungen zwischen den Kohlenstoffgehalten verschiedener Flächen gleicher Nutzung kann davon ausgegangen werden, dass sich Landnutzungsänderungen von natürlichen Habitaten insbesondere von Wäldern zu landwirtschaftlich genutzten Flächen negativ auf den Kohlenstoffvorrat der betroffenen Fläche auswirken. Historisch gesehen war globaler Landnutzungswandel eine der wichtigsten Quellen der Kohlenstoffdioxidemissionen und verantwortlich für schätzungsweise ein Drittel der anthropogenen THG-Emissionen seit 1750 und für ein Fünftel seit den 90er Jahren des 20. Jahrhunderts (Liska und Perrin 2009).

Die Menge des durch den Anbau freigesetzten Kohlenstoffs wird bezogen auf das angebaute Produkt häufig ‚carbon debt‘ (Kohlenstoffschuld) genannt. Biokraftstoffe können mit der Zeit ihre ‚carbon debt‘ abtragen, wenn ihre Produktion und Verbrennung geringere Netto-THG-Emissionen verursachen als fossile Kraftstoffe (Fargione et al. 2008).

⁷ Landnutzung meint die Funktion der Geländeoberfläche in ihrer wirtschaftlichen, sozialen und kulturellen Nutzung (z.B. Agrarland, Siedlungsfläche, Sonstiges) (Milne et al. 2003).

Um die Bedeutung einer Landnutzungsänderung für die THG-Bilanz eines Produktes zu erfassen, werden dLUC und iLUC unterschieden (Gnansounou et al. 2008). DLUC liegen vor, wenn die bisherige Landnutzung einer neuen Art von Landnutzung weicht. Landnutzungsänderungen treten im Fall der Biokraftstoffproduktion auf, wenn Energiepflanzen wie Soja, Palmöl oder Zuckerrohr auf vormals durch andere Nutzung geprägten Flächen angebaut werden. Diese Umnutzung kann wie beschrieben mit einer Veränderung der Nährstoff- und Kohlenstoffbilanz der betroffenen Flächen einhergehen (siehe auch Gnansounou et al. 2008; Fritsche und Wiegmann 2008).

Als Vorlage für die Berechnung von THG-Emissionen aus dLUC enthält eine Guideline des IPCC (2006) Standardwerte für Kohlenstoffgehalte verschiedener Landnutzungen. Wird eine landwirtschaftlich genutzte Fläche zum Anbau einer anderen Frucht als bisher verwendet, so geht das IPCC vereinfachend davon aus, dass keine Emissionen infolge veränderter Kohlenstoffgehalte im Boden entstehen. Für den Umbruch von Grünland oder Wald ist die Berechnung von THG-Emissionen mit Hilfe der Standardwerte möglich. Die Guideline empfiehlt darüber hinaus, genauere Werte für konkrete Untersuchungsfragen zu erheben (IPCC 2006). Die Emissionen eines einmaligen Landnutzungswechsels werden nach IPCC und EE-RL auf die Ernte von 20 Jahren umgerechnet (IPCC 2006; 2009/28/EG). In der EE-RL ist außerdem als Referenz das Jahr 2008 gesetzt (2009/28/EG). Das bedeutet, dass alle Landnutzungswechsel, die seit diesem Zeitpunkt erfolgt sind, berücksichtigt werden. Länger zurück liegende Landnutzungswechsel werden nicht integriert. In den bislang anerkannten Zertifizierungssystemen, ISCC, REDcert und RSB, gilt ebenfalls dieses Referenzjahr.

Typische Emissionsfaktoren für dLUC in Folge der Biokraftstoffproduktion sind in einer Studie von Fargione et al. (2008) aufgeführt (s. Tab. 2.2). Die Autoren betrachten sechs unterschiedliche, natürliche Habitate, die als Folge der weltweiten Biokraftstoffproduktion üblicherweise Landnutzungsänderungen unterliegen: brasilianischer tropischer Regenwald für Soja-Biodiesel, brasilianischer Cerrado für Soja-Biodiesel, brasilianischer Cerrado für Zuckerrohr-Ethanol, indonesischer oder malaysischer Tieflandregenwald für Palmöl-Biodiesel, indonesischer oder malaysischer tropischer Torfmoor-Regenwald für Palmöl-Biodiesel sowie zentrales Grasland in den USA für Ethanol aus Getreide (Fargione et al. 2008). Die Studie von Fargione et al. (2008) zeigt, dass die Kompensationszeiten bei der Transformation von tropischem Regenwald und Torfmooren besonders lange sind (Fargione et al. 2008). Der RFA zufolge besteht weiterer Forschungsbedarf hinsichtlich der Frage, welche Kulturpflanzen welche Art von dLUC in spezifischen Ländern bewirken (RFA 2008b).

Tab. 2.2: Emissionsfaktoren für die Biokraftstoffproduktion typischer Landnutzungsänderungen

Quelle: (Fargione et al. 2008, 1236)

Landnutzungsänderung	Freigesetztes Kohlenstoffdioxid („Carbon Debt“) [Mg CO ₂ /ha]	Allokation auf Biokraftstoff [%]	Kompensationszeit („payback time“) [a]
Palmöl-Biodiesel auf tropischem Regenwald in Indonesien/ Malaysia	702	87	86
Palmöl-Biodiesel auf Torfmoor in Indonesien/ Malaysia	3.452	87	423

Landnutzungsänderung	Freigesetztes Kohlenstoffdioxid („Carbon Debt“) [Mg CO ₂ /ha]	Allokation auf Biokraftstoff [%]	Kompensationszeit („payback time“) [a]
Soja-Biodiesel auf tropischem Regenwald in Brasilien	737	39	319
Zuckerrohr-Ethanol auf bewaldetem Cerrado in Brasilien	165	100	17
Soja-Biodiesel auf Grünland-Cerrado in Brasilien	85	39	37
Mais-Ethanol auf Grünland in den USA	134	83	93
Mais-Ethanol auf stillgelegtem Agrarland in den USA	69	38	48

ILUC liegen vor, wenn der Anbau von Agrarprodukten auf einer Fläche zu einer Verdrängung der vormaligen Anbauprodukte auf andere Flächen führt. Beispielsweise werden Energiepflanzen für die Herstellung von Biokraftstoffen auf Flächen angebaut, die zuvor dem Anbau von Nutzpflanzen für Nahrungsmittel, Futtermittel oder Textilfasern vorbehalten waren. Solange weiterhin eine Nachfrage nach diesen Nahrungs-, Futtermitteln und Rohstoffen vorhanden ist, wird deren Produktion auf andere Flächen verlagert (u.a. Fritsche und Wiegmann 2008; Gnansounou et al. 2008). Gnansounou et al. (2008) identifizieren dabei verschiedene Formen von iLUC. Die Definitionen geben einen guten Eindruck über die Entstehung von iLUC, für die Quantifizierung von iLUC spielen sie jedoch meist keine Rolle.

- *Eine räumliche indirekte Landnutzungsänderung* umfasst die Verdrängung von Anbaupflanzen durch andere Produkte auf neue Flächen. Diese neuen Flächen unterliegen einer Landnutzungsänderung, die indirekt dem Produkt zuzuschreiben ist, das die Verdrängung ausgelöst hat.
- *Eine zeitliche indirekte Landnutzungsänderung* liegt vor, wenn eine Fläche zunächst für bestimmte Zwecke umgenutzt wird (beispielsweise die Umnutzung von Waldfläche in Weideland) und später diese Fläche einer anderen Nutzung zugeschrieben wird (dem Anbau von Biokraftstoffen), was wiederum räumlich induzierte iLUC nach sich ziehen kann.
- *„Use ILUC“* bezeichnen jene Konstellation, in der zwar die Landnutzung auf einer Fläche unverändert bleibt, sich jedoch die Zweckbestimmung der Anbauprodukte ändert, so dass neue Flächen geschaffen werden müssen, um die Nachfrage nach der früheren Zweckbestimmung zu decken. Beispielsweise wird Zuckerrohr brasilianischer Zuckerrohrplantagen vermehrt zur Herstellung von Bioethanol herangezogen, so dass neue Zuckerrohrplantagen angelegt werden müssen, um auch den generellen Zuckerbedarf zu decken.
- Von *„Displaced activity/use ILUC“* ist die Rede, wenn Landnutzungsänderungen auf ein anderes Land übergreifen als das, in dem die Landnutzungsänderung durch neue Anbauprodukte ausgelöst wird. So hat der verstärkte Energiepflanzenanbau in Brasilien zu einem Rückgang der brasilianischen Rinderzucht und die infolgedessen erhöhte Importnachfrage

aus Brasilien zu einer Expansion der Rinderzucht in Argentinien geführt (Gnansounou et al. 2008). Gerade das Auftreten von *displaced use iLUC* als Folge des globalen Handels erschwert die Zuordnung zur Biokraftstoffproduktion.

iLUC sind erst in den letzten Jahren in den Fokus des Forschungsinteresses gerückt. Maßgeblich war vor allem eine Studie, die im Februar 2008 von Searchinger et al. (2008) veröffentlicht wurde. Searchinger et al. (2008) bringen iLUC in Zusammenhang mit der steigenden Nachfrage nach Biokraftstoffen und schlagen einen Ansatz zu deren Quantifizierung vor (siehe unten). Die Studie entstand als Reaktion auf eine Passage des Federal Energy Independence and Security Act⁸ sowie auf den kalifornischen Low Carbon Fuel Standard aus dem Jahr 2007. Im Federal Energy Independence and Security Act wurde die US-Regierung aufgefordert, bis zum Jahr 2008 Lebenszyklusanalysen für Biokraftstoffe einzuführen, die THG-Emissionen aus dLUC und iLUC berücksichtigen (Morris 2008).

4.1.1 Methoden zur Quantifizierung von iLUC

Die Quantifizierung durch iLUC verursachter THG-Emissionen gestaltet sich im Vergleich zu den durch dLUC verursachten weit schwieriger. Denn iLUC werden durch globale Marktvorgänge bestimmt, wobei die konkrete Verdrängung durch Faktoren wie die spezifische Landnutzungsregulierung verschiedener Länder, klimatische Bedingungen und Bodenqualität beeinflusst wird. Zudem tragen die Entwicklung der Forstwirtschaft sowie die Infrastrukturentwicklung zum Umfang der globalen Landnutzungsänderungen bei. Dementsprechend schwierig ist es, in diesem komplexen System globaler Landnutzungsdynamiken den Einfluss einer spezifischen Biokraftstoffproduktion zu ermitteln (H Kim et al. 2009; Lange und Bruhn 2010). Derzeit werden daher spezielle Ansätze und Methoden zur Quantifizierung von iLUC entwickelt.

Generell lassen sich drei unterschiedliche Herangehensweisen unterscheiden. Derzeit vielfach angewendet wird eine komplexe Herangehensweise, die mittels vielschichtiger makro-ökonomischer Modelle den Versuch unternimmt, Marktmechanismen numerisch zu simulieren. Die Modellierung erfolgt meist über die Marktpreise: Denn werden Nahrungs- und Futtermittel verdrängt, dann steigen, so die Annahme, die Preise für diese Produkte. Darauf reagieren die Landwirte mit einer Neuschaffung von landwirtschaftlichen Flächen. Umstritten ist dabei jedoch, in welchem Maße die Landwirte auf höhere Preise mit einer Steigerung der Erträge reagieren, ohne neue Flächen in Anspruch zu nehmen (RFA 2008b).

Daneben existiert eine stark vereinfachte (deterministische) Herangehensweise, die davon ausgeht, dass eine zusätzliche Biomasseproduktion per Definition eine zusätzliche Flächeninanspruchnahme nach sich zieht, diese grob abschätzt und der Biomasseproduktion zurechnet (IFEU 2009). Der dritte Ansatz, regionale Modellierung, versucht über länderspezifische Daten regional auftretende iLUC zu berechnen. Darüber hinaus existieren Ansätze, die einen Mittelweg zwischen den ersten beiden Ansätzen beschreiten (z.B. Lywood 2009) und solche, die sich auf die Risikominimierung von iLUC konzentrieren (Dehue 2009, Eickhout 2008, zitiert in IFEU (2009)).

Weitere durch den Anbau von Energiepflanzen zur Produktion von Biokraftstoffen verursachte indirekte Effekte treten auf, wenn im Produktionsprozess proteinreiche Koppelprodukte anfallen, die

⁸ Eigentlich CLEAN Energy Act: ein Gesetz des Kongresses zur Energiepolitik der USA. Ziel des Gesetzes ist unter anderem eine größere Energieunabhängigkeit und -sicherheit. In dem Gesetz wird eine Erhöhung der Biokraftstoffproduktion gefordert.

den Futtermittelanbau verringern (vgl. Kapitel 3.2). Koppelprodukte können, wie in Kapitel 3 beschrieben, durch Allokation der Umweltwirkungen berücksichtigt werden. Alternativ können diese Effekte in die Modellierung von iLUC einbezogen werden.

4.1.1.1 Ökonometrisch-biophysikalische Modellansätze

Ökonometrische Modelle wurden ursprünglich entwickelt, um Marktveränderungen wie veränderte Handelsströme bestimmter Güter zu prognostizieren, die durch agrarpolitische Maßnahmen verursacht werden. Ziel war es die Auswirkungen bestimmter politischer Instrumente zu analysieren, um eine Entscheidungsgrundlage zu schaffen. Da sich als eine Folge der Biokraftstoffproduktion Marktpreise und Handelsströme verschiedener Agrarprodukte verändern und in der Konsequenz iLUC auftreten, können diese Modelle zur iLUC-Abschätzung angewandt werden. In Verbindung mit biophysikalischen Daten ist die Berechnung von THG-Emissionen möglich (IFEU 2009).

Meist werden in agrarökonomischen Modellen die drei Akteursgruppen Produzenten, Konsumenten und Regierungen abgebildet. In Gleichgewichtsmodellen tauschen Produzenten und Konsumenten Güter, bis ein Gleichgewicht auf dem Markt erreicht wird. Zu unterscheiden sind allgemeine ökonometrische Gleichgewichtsmodelle, die eine Volkswirtschaft als Ganzes abbilden, sowie partielle Gleichgewichtsmodelle, die jeweils nur einen einzelnen Markt betrachten. Während man bestimmte Variablen isoliert beobachtet, werden die Rahmenbedingungen konstant gehalten. In partiellen Gleichgewichtsmodellen fehlt daher die Verbindung zwischen dem betreffenden Markt (wie dem Biokraftstoffmarkt) und den übrigen Wirtschaftssektoren (Zweifel und Heller 1997; Rieder und Anwender Phan-Huy 1994). Um dennoch Wechselwirkungen zu erfassen, werden häufig verschiedene Modelle miteinander verknüpft.

Beispiele allgemeiner Gleichgewichtsmodelle, auf denen Modelle zur iLUC-Modellierung im Zusammenhang mit Biokraftstoffen basieren, sind:

- GTAP (Global Trade Analysis Project)
- LEITAP (Weiterentwicklung von GTAP durch das LEI (Landbouw Economisch Instituut, Universität Wageningen, Niederlande))
- MIRAGE (Modeling International Relations under applied general equilibrium)
- DART (Dynamic Applied Regional Trade) (IFEU 2009).

Vor allem das GTAP-Modell ist für die iLUC-Modellierung bedeutend, da es zentraler Bestandteil des kalifornischen Low Carbon Fuel Standard-Ansatzes ist. Das GTAP-Modell basiert auf neoklassischer ökonomischer Theorie, in der Preise abgestimmt werden, um ein Gleichgewicht zwischen Angebot und Nachfrage aller Güter, Dienstleistungen und Produktionsfaktoren zu schaffen (Kløverpris et al. 2010). Das Modell bildet die globale ökonomische Aktivität insgesamt sowie einzelne Länder und Regionen ab und erfasst die Interaktion zwischen Landwirtschaft, Vorleistungs- und Ernährungsindustrie sowie gewerblicher Wirtschaft und Dienstleistungssektor. Die Modelle LEITAP, MIRAGE, DART bauen auf GTAP auf (IFEU 2009).

Im Rahmen des US-amerikanischen Renewable Fuel Standard-Ansatzes werden zwei partielle Gleichgewichtsmodelle für die iLUC-Modellierung kombiniert: das FASOM-Modell für den US-Markt und das FAPRI-Modell für den Markt außerhalb der USA. FASOM (Forest and Agriculture Sector Optimization Model) ist ein komplexes Langzeitmodell, das Einflüsse wie Veränderung von Angebots-, Nachfragerlage, Wettbewerb zwischen Produkten, Verfügbarkeit und Kosten von Land und Arbeit abzubilden sucht. Die Universität Hamburg entwickelte eine europäische Version (EU-

FASOM). Das FAPRI-Modell des Food and Agriculture Policy Research Institute setzt sich aus mehreren Sub-Modellen (u.a. Milchprodukte, Getreide, Fleisch, Ölpflanzen, Zuckerpflanzen) zusammen, die den US-amerikanischen wie auch den globalen Agrarsektor abbilden (IFEU 2009). Darüber hinaus existieren einige Modellkombinationen sowie integrierte Modelle wie das IMAGE-Modell der Netherlands Environmental Assessment Agency (IFEU 2009; Edwards et al. 2010).

Durch die Verknüpfung ökonomischer Modelle mit biophysikalischen Modellen, die Prozesse in biologischen Systemen, zum Beispiel landwirtschaftlichen Produktionssystemen, numerisch beschreiben, ist es möglich THG-Emissionen aus iLUC zu berechnen. Beispielmuster sind GLOBIO, Century/Daycent und CLUE-s (IFEU 2009).

Zu ökonomischen Modellansätzen liegen einige Kritikpunkte vor. In der Studie von Searchinger (2008) wurden beispielsweise zunächst Effizienzsteigerungen in der landwirtschaftlichen Produktion nicht betrachtet (Liska und Perrin 2009). Darüber hinaus wurden die Bereitstellung von proteinhaltigen Koppelprodukten und der dadurch vermiedene Futtermittelanbau mit der Folge eines geringeren Flächenbedarfs nicht berücksichtigt (RFA 2008b). Seitdem wurden die Modelle deutlich verfeinert, jedoch streuen die Annahmen unter anderem zu Ertragssteigerungen, zum Anteil der verschiedenen Landnutzungsänderungen und zu landnutzungstypischen Kohlenstoffgehalten immer noch erheblich. Ebenso werden beispielsweise Koppelprodukte in den Modellen auf unterschiedliche Weise angerechnet (COM 2010a). Ein genereller Kritikpunkt ist, dass bei ökonomischen Modellen Marktverzerrungen und reale Transaktionskosten nicht hinreichend in die Berechnungen einfließen. Die Komplexität der Modelle ist außerdem sehr hoch, so dass kaum Nachvollziehbarkeit gegeben ist. Gleichzeitig ist die Komplexität noch nicht ausreichend, um alle abhängigen Faktoren genügend einzubeziehen (IFEU 2009). Der BDBe kritisiert darüber hinaus, dass es derzeit an Plausibilitätsprüfungen mangle, die beispielsweise durch ex-post-Anwendungen der Modelle auf historische Zeiträume erfolgen könnten (BDBe 2010). Auf die Ergebnisse verschiedener Studien und Modelle und ihre Bedeutung auf die THG-Bilanz von Biokraftstoffen wird in Kapitel 4.1.2 eingegangen.

4.1.1.2 Deterministische Ansätze

Deterministische Ansätze versuchen auf der Basis expliziter Annahmen eine Abschätzung der möglichen indirekten Landnutzungsänderungen. Beispiele für deterministische Ansätze sind der vom Öko-Institut entwickelte iLUC-Faktor, der das theoretische Risiko von indirekten THG-Emissionen abbildet (Fritsche und Wiegmann 2008), sowie ein Ansatz von Plevin et al. (2010).

Der iLUC-Faktor wurde zunächst unter dem Begriff „Risk Adder“ (Risiko-Aufschlag) entwickelt (Fehrenbach et al. 2008). Eine Aktualisierung der Methode wurde im Jahr 2010 veröffentlicht, dieser Bericht enthält außerdem Vorschläge zur Vermeidung beziehungsweise Verringerung von iLUC (Fritsche et al. 2010).

Die Berechnungen in dieser Studie basieren auf den im Referenzjahr 2005 für den Bioenergiesektor als wichtig erachteten, gehandelten Agrarprodukte (Mais, Palmöl, Soja usw.). Dabei werden ausschließlich die exportierten Agrarprodukte berücksichtigt. Über die durchschnittlichen, produktspezifischen Erträge in verschiedenen Ländern werden die Flächen berechnet, die zur Produktion der exportierten Güter benötigt werden. Zur Vereinfachung werden nur die relevantesten Länder beziehungsweise Regionen Argentinien, Brasilien, EU, Indonesien inklusive Malaysia und die USA betrachtet, die massenbasiert mehr als 80 Prozent der gehandelten Produkte im Jahr 2005 stellten. Die für die exportierten Güter benötigten Flächen werden für die jeweiligen Produkte aufsummiert und der Anteil der Länder am Gesamtflächenbedarf bestimmt (World Mix) (Fritsche et al. 2010).

Der Anteil der Länder an den zusätzlich benötigten Flächen, die der Annahme zufolge gleichzusetzen sind mit den „verdrängten Landnutzungen“, entspricht in dem Modell dem Anteil im World Mix. Für jedes Land werden aufgrund typischer Vegetationsvorkommen Annahmen bezüglich der Landnutzungsänderungen getroffen (zum Beispiel Anteil an Grasland und Savanne in Brasilien). Aus den ober- und unterirdischen Kohlenstoffvorräten leiten Fritsche et al. (2010) auf Basis der IPCC-Kohlenstoffgehalte die jeweilige Kohlenstofffreisetzung in Tonnen pro Hektar ab, die mit dem Anteil im World Mix gewichtet wird. Diese Berechnung ergibt ein theoretisches Emissionspotenzial von $270 \text{ t CO}_2/\text{ha}$ beziehungsweise $13,5 \text{ t CO}_2/(\text{ha} \cdot \text{a})$ ⁹. Aufgrund von Ertragssteigerungen von ein Prozent pro Jahr bis 2030 nehmen die Autoren an, dass der maximale iLUC-Faktor nur 75 Prozent des theoretischen Wertes beträgt. Die Autoren gehen weiterhin davon aus, dass durch weitere Effizienzsteigerungen in der landwirtschaftlichen Produktion sowie die Nutzung von Stilllegungsflächen oder so genannter degradierten Flächen ein Teil der verdrängten Nahrungs- und Futtermittelproduktion aufgefangen wird. Da hinsichtlich der Quantifizierung degradierten Flächen noch eine erhebliche Wissenslücke besteht, rechnen Fritsche et al. (2010) verschiedene Szenarien mit 25 bis 75 Prozent des theoretischen Emissionspotenzials. Über Hektarerträge und Konversionsfaktoren werden zuletzt Werte für verschiedene Biokraftstoffe berechnet (kraftstoffspezifische iLUC-Faktoren) (Fritsche et al. 2010). Auf die Ergebnisse des Modells wird in Kapitel 4.1.2 eingegangen.

Eine Schwäche dieses deterministischen Ansatzes ist das Außerachtlassen intranationaler Handelsströme. Da der jeweilige iLUC-Faktor über die spezifischen Erträge verschiedener Bioenergieträger ermittelt wird, werden Systeme mit hohen Flächenerträgen bevorzugt, auch wenn sie in direktem Zusammenhang mit problematischen LUC-Effekten stehen. Dies führt beispielsweise zu dem Ergebnis, dass Rapsanbau in Deutschland mit einem höheren iLUC-Risiko einhergeht als Palmölanbau in Südostasien (IFEU 2009). Damit berücksichtigt dieses deterministische Modell zwar den Ansatz, dass iLUC über Landesgrenzen hinaus stattfinden, die Ergebnisse decken sich jedoch teilweise nicht mit tatsächlichen Erfahrungen (siehe unten).

Plevin et al. (2010) untersuchten anhand eines deterministischen Modells die Spannweite möglicher Ergebnisse sowie den Einfluss verschiedener Faktoren. Durch iLUC induzierte Emissionen nehmen demnach wahrscheinlich einen Wert größer als Null an, die bestehende Unsicherheit über beispielsweise steigende Ernteerträge und eine mögliche sinkende Nahrungsmittelnachfrage wird Plevin et al. (2010) zufolge jedoch auch in den nächsten Jahren nicht maßgeblich reduziert werden können.

4.1.1.3 Regionale Ansätze

In Deutschland wird darüber hinaus ein regionaler Modellierungsansatz diskutiert. Ein Grund für die Entwicklung dieses Ansatzes durch Lahl (2010) war die Einschätzung, dass Agrarmärkte durch staatliche Regulierungen wie Subventionen, Zölle und Handelsrestriktionen beeinflusst, diese Effekte in ökonometrischen Modellen jedoch nicht hinreichend berücksichtigt werden. Deterministische Ansätze, zumindest der von Fritsche et al. (2010), rechnen dagegen nur exportierte Güter an, während der Binnenmarkt Lahl (2010) zufolge quantitativ relevanter ist als der globale Handel.

Lahl (2010) schlägt daher die folgende Methode für einen regionalen Ansatz vor: Zunächst sollen alle Landnutzungsänderungen eines Landes, die in einem definierten Zeitraum auftraten, ermittelt werden. Mit den jeweils typischen Kohlenstoffgehalten in Vegetation und Boden vor und nach der Konversion können länderspezifische THG-Emissionen ($E^{\text{R}}\text{LUC}$) berechnet werden. Um den Anteil

⁹ Nach der Erneuerbaren-Energien-Richtlinie (2009/28/EG) erfolgt eine Verteilung der Emissionen auf 20 Jahre.

der spezifischen Biokraftstoffe an den Gesamtemissionen zu ermitteln, wird die jeweilige Änderung der Biokraftstoffproduktion durch die Änderungen der gesamten agrarwirtschaftlichen Produktion dividiert und das Ergebnis mit $E^{\text{R}LUC}$ multipliziert. Im nächsten Schritt werden die THG-Emissionen, die als Folge von dLUC auftreten, von den den Biokraftstoffen zugewiesenen Gesamtemissionen abgezogen. Zuletzt werden die Emissionen den Verursachern zugeteilt. Dies können einzelne Landwirtschaftsbetriebe oder Regionen sein. In einigen Fällen muss ein Korrekturfaktor für Nebenprodukte oder zur Berücksichtigung transnationaler Effekte einbezogen werden. Um zu identifizieren, ob transnationale Effekte in einem spezifischen Land relevant sind, soll überprüft werden, ob erstens die Agrarimporte in den letzten Jahren abgenommen haben und zweitens, ob der Betrag der Reduktion der Agrarimporte höher ist als der Betrag der Zunahme der Agrarexporte. Eine Anwendung des Ansatzes von Lahl (2010) ist nicht bekannt.

Voraussetzung für diese Methode ist die Verfügbarkeit guter regionaler Daten. Vermutlich liegen nicht für alle Länder hinreichend genaue Daten zu Landnutzungsänderungen vor, so dass zunächst empirisch überprüft werden muss, inwiefern dieser Ansatz flächendeckend anwendbar ist. Die Kartierung von Landnutzungen auf der Basis von Satellitenbildern kann und sollte in Zukunft einen wichtigen Beitrag zur Beobachtung von Landnutzungsänderungen leisten.

4.1.1.4 Ansätze zur Minimierung von iLUC

Das Institut Ecofys hat einen projektspezifischen Ansatz zur Minimierung von iLUC entwickelt. Dieser Ansatz basiert auf drei verschiedenen Varianten, wie iLUC vermieden werden kann: Werden Energiepflanzen auf bislang nicht genutzten Flächen angebaut, so führt dies nicht zu iLUC. Ebenso wenig führt eine Ertragssteigerung der für die Biokraftstoffproduktion angebauten Biomasse oder anderer landwirtschaftlicher Produkte wie Milch oder Fleisch zu iLUC. Die Methode sieht vor, dass für jedes Biokraftstoffprojekt Wege gefunden werden müssen, dass eine oder mehrere der drei Vermeidungsstrategien ergriffen werden, um das iLUC-Risiko gering zu halten (Dehue 2009).

4.1.1.5 Sonstige indirekte Effekte

Ein wichtiger Aspekt in der Diskussion um die Quantifizierung von THG-Emissionen durch iLUC ist die Frage, ob nicht sonstige indirekte Effekte, die ebenfalls einen Einfluss auf die THG-Bilanz haben, in gleicher Weise in der Bilanzierung berücksichtigt werden müssen. Beispielsweise kann sich als Reaktion auf steigende Nahrungs- oder Futtermittelpreise das Konsumverhalten, zum Beispiel die Nachfrage nach Nahrungsmitteln (Plevin et al. 2010) oder nach Kraftstoffen (Rajagopal et al. 2011), verändern.

Generell kann auch die Bereitstellung von fossilen Kraftstoffen mit indirekten Effekten einhergehen, da beispielsweise Spekulationen, Steuern oder andere preissteuernde Ereignisse einen Einfluss auf Angebot und Nachfrage haben. Steigen die Preise von fossilen Kraftstoffen, so werden vermehrt auch unkonventionelle Kraftstoffe produziert werden. Unter unkonventionellen fossilen Kraftstoffen sind jene Vorkommen zusammengefasst, die nur mit besonderem (finanziellen) Aufwand gefördert werden können: etwa Bitumen, Rohöl aus Teersand, Schwerstöl und Schwelöl oder Rohöl aus Ölschiefer, sowie synthetische Kraftstoffe aus Erdgas und Kohle. Derzeit decken diese unkonventionellen fossilen Kraftstoffe etwa fünf Prozent der gesamten Weltölproduktion. Seit dem Jahr 2000 hat sich die Produktion unkonventioneller fossiler Kraftstoffe verdreifacht. Schätzungen der IEA zufolge wird sich die Produktion bis zum Jahr 2030 auf fast 9 Mio. Barrel/Tag verfünffachen, wobei Kraftstoffe aus Teersanden den größten Anteil ausmachen werden (Pieprzyk et al. 2009). Außerdem ist der Neubau und Ausbau von Straßen, der Aufbau von Camps, Probebohrungen, Bohrtürmen, Pipelines und Hubschrauberlandeplätzen in den Fördergebieten mit Auswirkungen wie Entwaldung und Flächenzergliederung verbunden. In der Folge der ökonomischen Aktivi-

täten in den Förderregionen können auch indirekte Effekte wie eine Besiedlung des Gebietes auftreten, was zu einer zusätzlichen Flächeninanspruchnahme führen würde (Pieprzyk et al. 2009). Zwar sind Wälder und agrarwirtschaftliche Landnutzungen bei der Erdölgewinnung nicht in gleichem Maße wie beim offenen Tagebergbau betroffen, Bohrungen, die Schaffung von Wegen und Pipelines schädigen jedoch natürliche Habitate und Wasserökosysteme und können bei hoher Beeinträchtigung zur Verdrängung landwirtschaftlicher Nutzungen führen (Pieprzyk et al. 2009).

Derartige Effekte werden in bestehenden Studien zu iLUC kaum berücksichtigt, sollten jedoch aus methodischen Gründen untersucht werden, da konsistente Systemgrenzen beim Vergleich zweier Produkte eine zentrale Voraussetzung für eine konsistente Ökobilanzierung sind.

4.1.2 Relevanz der Quantifizierung von iLUC für die THG-Bilanz von Biokraftstoffen

Eins der ersten Anwendungsbeispiele eines ökonometrischen Modells zur Abschätzung von iLUC ist eine Studie von Searchinger et al. (2008), die dLUC und iLUC als Folge der US-Ethanolproduktion behandelt. In der Studie wird ein partielles Gleichgewichtsmodell der Weltagrarpreise verwendet. Das neu geschaffene Ackerland wird in jeder Region den jeweils typischen Landnutzungen (Wald, Savanne oder Grasland) zugewiesen. Hinsichtlich der THG-Emissionen wird angenommen, dass die Konversion 25 Prozent des im Boden gebundenen Kohlenstoffs und den gesamten in den Pflanzen gebundenen Kohlenstoff freisetzt. Searchinger et al. (2008) ermittelten mit dieser Modellierung, dass Ethanol aus Getreide, anstatt 20 Prozent THG-Emissionen im Vergleich zu fossilen Kraftstoffen einzusparen, wie gemeinhin proklamiert, die THG-Emissionen über 30 Jahre hinweg verdoppelt und über 167 Jahre hinweg erhöht, das heißt es würde 167 Jahre dauern, bis die THG-Einsparungen die THG-Freisetzungen infolge von Landnutzungsänderungen amortisierten (Searchinger et al. 2008). In den vergangenen Jahren wurden einige vergleichbare Studien veröffentlicht, die auf anderen Modellen und Szenarien basieren (Melillo et al. 2009; Lywood 2009; Kløverpris et al. 2010).

Da in diesen Studien jeweils ein Modell zur Kalkulation von iLUC für ein bestimmtes Politikszenarios mit unterschiedlichen Biokraftstoffzielwerten und für bestimmte Biokraftstoffe angewendet wurde, waren die Ergebnisse der Studien kaum vergleichbar. Um einen Vergleich zu ermöglichen, wurden im Auftrag der Europäischen Kommission die gleichen Szenarien mit verschiedenen Modellen berechnet (vgl. Blanco Fonseca et al. 2010; Edwards et al. 2010). Die Ergebnisse zeigen, dass zwar alle Modelle einen relevanten iLUC-Effekt ergeben, die Flächenwerte jedoch hohe Spannweiten aufweisen: Beispielsweise liegen die Werte für iLUC im EU-Biodieselszenario zwischen 242 und 1.928 kHa pro Mtoe Biokraftstoff (s. Tab. 5.3). Ebenso deutliche Unterschiede ergeben die Modelle im Hinblick auf die Regionen, in denen iLUC hauptsächlich stattfinden werden. Verursacht werden diese Abweichungen unter anderem durch Unterschiede in der Berücksichtigung von Nebenprodukten, den Ertragssteigerungen infolge höherer erzielbarer Preise und darin, in welchem Umfang sich die Produktion von Ländern mit hohen Erträgen in weniger entwickelte Länder mit niedrigen Erträgen verlagern wird (Edwards et al. 2010).

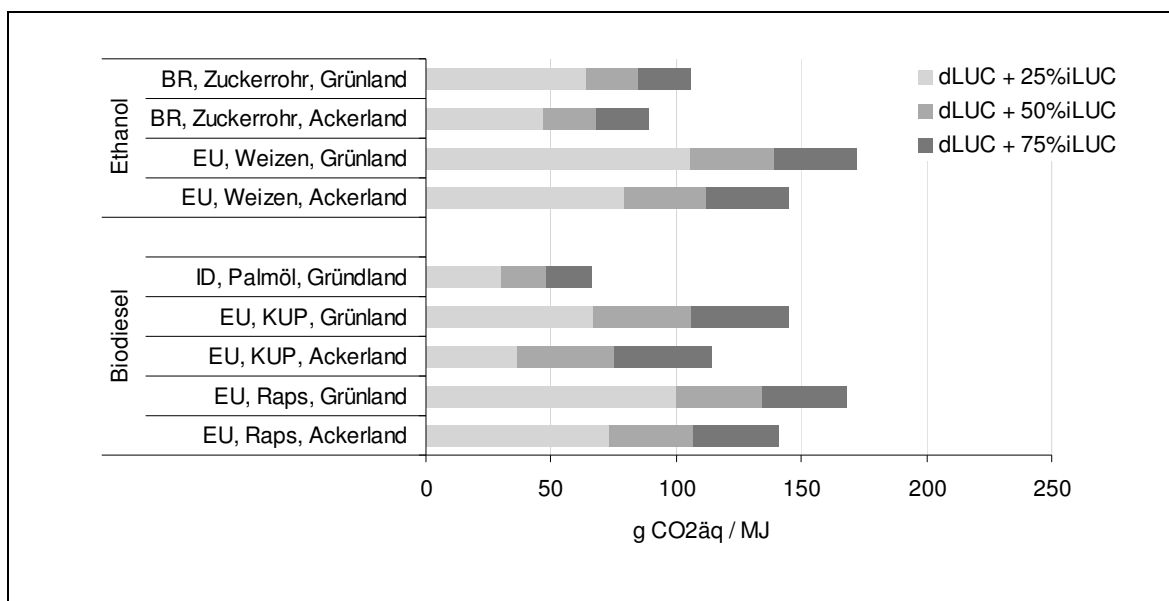
Tab. 4.3: Minimal- und Maximalwerte der in verschiedenen Modellen kalkulierten Landnutzungsänderungen

Quelle: Eigene Darstellung nach (Edwards et al. 2010, 7f.)

Szenario	Minimum		Maximum	
	(kha Mtoe ⁻¹)	Modell	(kha Mtoe ⁻¹)	Modell
EU-Biodieselszenario	242	AGLINK	1.928	LEITAP
EU-Ethanol szenario	223	IMPACT	743	LEITAP
US-Ethanol szenario	107	IMPACT	863	LEITAP
Palmölszenario	103	GTAP	425	LEITAP

Wird ein durchschnittlicher Kohlenstoff-Emissionsfaktor von 40 t C pro ha unterstellt, so liegt die Spannweite der potenziellen THG-Emissionen infolge des EU-Biodieselszenarios zwischen 56 und 337 t CO₂ pro MJ und pro Jahr. Möglich sind jedoch auch deutlich höhere Emissionen, wenn höhere Emissionsfaktoren bis zu 90 t C pro ha angenommen werden.

Der deterministische Ansatz von Fritsche et al. (2010) ergibt wie oben beschrieben biokraftstoff-spezifische THG-Emissionen durch iLUC (s. Abb. 4.1).

**Abb. 4.1: THG-Emissionen durch dLUC und iLUC verschiedener Biokraftstoffe**

Quelle: Eigenen Darstellung nach Fritsche et al. (2010, 17)

Die Ergebnisse für verschiedene Biokraftstoffe zeigen, dass selbst bei Verwendung des 25%-iLUC-Faktors nur wenige Biokraftstoffe der ersten Generation das THG-Reduktionsziel der EU von 35 Prozent im Vergleich zu fossilen Kraftstoffen erreichen. Bei Verwendung des 50%-iLUC-Faktors schneiden sogar einige Kraftstoffe schlechter als fossile Kraftstoffe ab und nur Ethanol aus Zuckerrohr von degradierten Flächen und Biodiesel aus Palmöl von Grasland und degradierten Flächen erreichen das 35 Prozent-Ziel (Fritsche et al. 2010). Die Werte liegen in einer ähnlichen Größen-

ordnung wie die THG-Emissionen ökonomischer Modelle, sofern bei der Umrechnung der Ergebnisse der ökonomischen Modelle moderate Emissionsfaktoren von 40 t C pro ha angenommen werden. Daraus schließen die Autoren, dass der iLUC-Faktor einen geeigneten Näherungswert für die Verwendung in Regulierungsinstrumenten bietet (Fritsche et al. 2010).

In einer kürzlich veröffentlichten Studie werden die iLUC-Effekte ausgewiesen, die potenziell durch die Nationalen Erneuerbare Energien (EE)-Aktionspläne der EU ausgelöst werden (vgl. Bowyer 2010). Die Autoren entnehmen die Biokraftstoffbedarfe der EU-Staaten für das Jahr 2020 aus den Nationalen EE-Aktionsplänen. Im Vergleich zur Referenzentwicklung, dem Biokraftstoffverbrauch des Jahres 2008, wird der durch die EE-RL zusätzlich bewirkte Bedarf ausgewiesen. Um aus diesen Werten den zusätzlichen Flächenbedarf und die damit verbundenen THG-Emissionen zu berechnen, stützen sich die Autoren auf die oben genannte Studie von Edwards et al. (2010), die einen Vergleich existierender ökonomischer Modelle enthält. Die Verwendung eines aus dieser Studie abgeleiteten oberen und unteren Konversionsfaktors ergibt in beiden Fällen zusätzliche THG-Emissionen bis zum Jahr 2020 im Vergleich zu fossilen Kraftstoffen. Besonders hohe THG-Emissionen durch iLUC verursachen Großbritannien, Spanien, Deutschland, Italien und Frankreich (Bowyer 2010).

Eine Regionalstudie zu iLUC liegt für *Brasilien* vor: Lapola et al. (2010) untersuchten den Einfluss von dLUC und iLUC auf die THG-Bilanz von in Brasilien produzierten Biokraftstoffen. Zur Modellierung verwenden die Autoren ein regional auflösendes Modell, welches ein partielles Gleichgewichtsmodell der Gesamtwirtschaft und des Agrarsektors, ein Landnutzungsmodell sowie ein dynamisches Vegetationsmodell enthält. In Brasilien haben iLUC eine besondere Brisanz, da ein Großteil der Ausweitung des Zuckerrohr- und Sojaanbaus der vergangenen fünf Jahre auf Weideland für Rinderzucht stattfand. Da die Viehzüchter auf Flächen in anderen Regionen wie zum Beispiel in Regenwaldrandgebieten ausweichen, ereignen sich iLUC in erster Linie innerhalb der brasilianischen Landesgrenzen. Die Modellierungen zeigen, dass in Brasilien bis zum Jahr 2020 iLUC einen deutlich höheren negativen Einfluss auf die THG-Bilanz haben werden als dLUC. Denn Zuckerrohr wird den Annahmen zufolge weiterhin in erster Linie auf ehemaligen Weideflächen angebaut werden, was an sich mit geringen Emissionen, der Modellierung zufolge indirekt jedoch mit einer Regenwaldabforstung verbunden sein wird. Ein Vergleich verschiedener Bioenergiepflanzen zeigt außerdem, dass Palmöl aufgrund der hohen Erträge zu deutlich geringeren Emissionen durch iLUC führt als Zuckerrohr (Lapola et al. 2010).

4.1.3 Status Quo und Möglichkeiten der Regulierung

Um die Konversion von kohlenstoffreichen Flächen zu vermeiden, werden in der EE-RL Restriktionen hinsichtlich der Landtypen gesetzt, die für die Biokraftstoffproduktion konvertiert werden dürfen (z.B. Al-Riffai et al. 2010). Damit wird zwar dLUC entgegengewirkt, zur Vermeidung von iLUC greift die Regelung jedoch nicht. Um iLUC zu vermeiden, wurde in der EE-RL statt – wie zunächst beispielsweise vom Öko-Institut vorgeschlagen (vgl. Fehrenbach et al. 2008) – eines iLUC-Aufschlags (risk adder) ein Bonus von 29 kg CO_{2äq}/MJ für Biokraftstoffe aus dem Anbau auf degradierten Flächen einbezogen. Der Bonus wird gewährt, wenn ein Nachweis erbracht werden kann, dass eine Anbaufläche entweder zu einem festgelegten Zeitpunkt (Januar 2008) weder landwirtschaftlich noch zu anderen Zwecken genutzt wurde oder stark degradiert beziehungsweise stark verschmutzt war (2009/28/EG, 39). Dies fördert zwar die Nutzung degradierter Flächen, verhindert jedoch ebenfalls nicht das Auftreten indirekter Effekte. Eine Integration von iLUC in bereits anerkannten Zertifizierungssystemen wie ISCC, REDcert und RSB erfolgt den Regelungen der EU entsprechend bislang ebenfalls noch nicht. Beim RSB werden iLUC und andere indirekte Effekte jedoch intensiv diskutiert und das Netzwerk befürwortet prinzipiell eine Integration von Regulierungsmaßnahmen

zur Vermeidung von iLUC in den RSB Standard. Der RSB zieht es beispielsweise in Betracht qualitative Kriterien im Rahmen der Zertifizierung zu berücksichtigen und nur solche Biokraftstoffe anzuerkennen, die mit einem geringen iLUC-Risiko einhergehen (RSB 2009). Um die Risiken von iLUC und anderen indirekten Wirkungen zu untersuchen, hat der RSB vor einigen Jahren außerdem eine Expertengruppe initiiert. Darüber hinaus setzt sich das Netzwerk in regelmäßigen Workshops mit der Thematik und möglichen Regulierungsansätzen auseinander (RSB 2009).

Die EE-RL enthält die Aufforderung eine konkrete Methodik zur Minimierung von THG aus iLUC zu entwickeln (2009/28/EG). Zu diesem Zweck soll auf der Basis verfügbarer wissenschaftlicher Ergebnisse die Aufnahme eines Faktors für iLUC in die THG-Berechnung überprüft werden. Außerdem soll die Notwendigkeit, einen Anreiz für eine Minimierung von Landnutzungsänderungen zu schaffen, untersucht werden. Die EU-Richtlinie zur Qualität von Kraftstoffen, die am 23.04.2009 verabschiedet wurde (2009/30/EG), enthält die Aufforderung, einen Mechanismus zur Überwachung und Verringerung der THG-Emissionen einzuführen (COM 2010b). In dieser Richtlinie wird ebenfalls die Einberechnung von iLUC in die THG-Bilanz von Biokraftstoffen gefordert.

Die EU-Kommission gab daraufhin verschiedene Studien in Auftrag, um die iLUC-Effekte zu untersuchen. Diese Studien – drei Studien durchgeführt jeweils von ITPS (Blanco Fonseca et al. 2010), IFPRI (Al-Riffai et al. 2010) und IE (Edwards et al. 2010) sowie ein hausinterner Literature-Review der EU-Kommission (COM 2010a) – weisen auf eine hohe Relevanz von iLUC hin, zeigen jedoch zugleich eine hohe Spannweite an möglichen Ergebnissen auf. Am 22.12.2010 veröffentlichte die EU-Kommission einen auswertenden Report zu den Studien. Der Kommissionsreport kommt zu dem Ergebnis, dass das derzeitige Wissen nicht ausreicht, um eine Entscheidung hinsichtlich der Regulierung zu treffen. Die Entscheidung wurde deshalb auf Mitte des Jahres 2011 verschoben (COM 2010c). Als Optionen schlägt die Kommission vor, zunächst nicht aktiv zu werden, die Mindestschwelle für die THG-Reduktion zu erhöhen, bestimmte Kategorien von Biokraftstoffen mit zusätzlichen Nachhaltigkeitsanforderungen zu belegen sowie den Biokraftstoffen geschätzte THG-Emissionen zuzuweisen, die den Wirkungen von iLUC entsprechen (iLUC-Faktoren).

Außerhalb der EU existieren bereits einige Regelungen zur Berücksichtigung von iLUC in THG-Bilanzen von Biokraftstoffen. Im Rahmen des US National Renewable Fuel Standard Program (RFS) wurden wie in der EE-RL Mindestwerte für die THG-Einsparung im Vergleich zu fossilen Kraftstoffen festgelegt. Bei der Kalkulation der THG-Bilanz sollen anders als in der EE-RL bereits Emissionen durch iLUC berücksichtigt werden. Der California Low Carbon Fuel Standard (LCFS) enthält ebenfalls ähnlich wie die EE-RL Standardwerte für die relevantesten Kraftstoffe in Kalifornien. In diesen Standardwerten sind bereits kraftstoffspezifische iLUC-Faktoren, die auf Modellierungen basieren, integriert (CARB 2010 in Fritsche et al. 2010).

Im Rahmen der Marktmechanismen Clean Development Mechanism (CDM) und Joint Implementation (JI) des Kyoto-Protokolls der UN-Klimarahmenkonvention (UNFCCC) sollen indirekte Emissionen in den projekt-spezifischen Zugang von CDM und JI integriert werden. Bislang wurde noch keine spezifische Methodik akzeptiert. Es existieren Vorschläge, beispielsweise Entwaldung als Nebeneffekt der Bioethanolproduktion aus Zuckerrohr in die Betrachtung einzubeziehen (RFA 2008a).

In der Wissenschaft herrscht Uneinigkeit über die Sinnhaftigkeit und die Belastbarkeit möglicher iLUC-Faktoren. Für eine Integration eines oder mehrerer biokraftstoffspezifischer iLUC-Faktoren in die THG-Bilanz von Biokraftstoffen spricht, dass nahezu alle Studien zu diesem Thema THG-Emissionen durch iLUC in relevanter Höhe ergeben. Ziel *biokraftstoffspezifischer* Faktoren wäre es, Produktion von Biokraftstoffen, die mit einem besonders hohen iLUC-Risiko einhergehen, zu vermeiden. Allerdings sind die Kenntnisse, wie hoch die Risiken einzelner Biokraftstoffe sind, noch

wenig belastbar. Gegen eine Integration eines oder mehrerer Faktoren spricht die hohe Spannweite bisheriger Ergebnisse (Al-Riffai et al. 2010; Edwards et al. 2010; Blanco Fonseca et al. 2010). Ein weiteres Gegenargument ist das parallele Auftreten mehrerer indirekter Effekte, über deren Interpendenzen hohe Unsicherheit besteht: Neben iLUC infolge von höheren Nahrungsmittelpreisen könnte die Nahrungsmittelnachfrage sinken, woraufhin Agrarflächen frei würden. Ein höherer Anteil von Biokraftstoffen am gesamten Kraftstoffverbrauch kann außerdem zu höheren Kraftstoffpreisen führen – in der Folge könnte die Kraftstoffnachfrage sinken (Blanco Fonseca et al. 2010). Bevor ein singulärer indirekter Effekt, iLUC, in eine politische Regelung oder methodische Standardisierung einbezogen wird, sollten fundiertere Kenntnisse über diese Effekte und ihre Interpendenzen gewonnen werden. Neben einem solchen iLUC-Faktor beziehungsweise mehreren Faktoren besteht die Möglichkeit, iLUC länderspezifisch zu erheben (s. regionalen Ansatz oben). Ein Ziel dieser Methode kann es sein, Länder zu sanktionieren, die die Konversion natürlicher, kohlenstoffreicher Landnutzungen zu Agrarflächen tolerieren. Bezüglich dieser Methode fehlen jedoch Anwendungserfahrungen – auch stellen sich ethische Fragen, beispielsweise, ob Länder, in denen zum Erhalt der Nahrungsmittelsicherheit natürliche Flächen zu Agrarflächen transformiert werden, sanktioniert werden dürfen – insbesondere dann, wenn der Auslöser die Produktion von Biokraftstoffen in einem anderen Land ist.

4.2 Wasserbedarf und dessen Integration in LCA

Wasser wird zur Bereitstellung von Nahrungsmitteln, Trinkwasser und zum Erhalt von Ökosystemen benötigt. Da die Verfügbarkeit von Wasser daher eine entscheidende Lebensgrundlage bildet, sollten Wasserressourcen auf eine Weise verwendet werden, die eine langfristige Nutzung ermöglicht. Die Agrarwirtschaft gilt als die wasserintensivste menschliche Tätigkeit (Berger und Finkbeiner 2010), weshalb dem Wasserverbrauch¹⁰ beziehungsweise dem Wasserbedarf, der mit Anbau und Weiterverarbeitung von Biomasse einhergeht, eine hohe Relevanz bei der Umweltbewertung von Agrarprodukten zukommt. In Ökobilanzen wurden die Bilanzierung des Wasserbedarfs sowie eine entsprechende Wirkungsabschätzung lange Zeit ausgeschlossen, was darauf zurückzuführen sein könnte, dass Ökobilanzen vorwiegend in Ländern ohne Wassermangel entwickelt wurden (Klöpffer 2009). Seit etwa vier bis fünf Jahren wird diesem Problemfeld allerdings mehr Aufmerksamkeit gewidmet und es liegen Methodenvorschläge und Studien zur Bilanzierung und Wirkungsabschätzung des Wasserbedarfs – auch bezüglich der Biokraftstoffproduktion – vor. Bislang erschweren allerdings unterschiedliche Definitionen hinsichtlich des Wasserbedarfs sowie verschiedene, parallel existierende, methodische Ansätze den Vergleich vorliegender Ergebnisse.

4.2.1 Methoden zur Quantifizierung und Bewertung des Wasserbedarfs

Um den Wasserbedarf eines Produktes innerhalb seiner gesamten Produktionskette zu bestimmen, hat John Anthony Allan bereits in den 1990ern den Begriff des „Virtuellen Wassers“ geprägt (Allan 1998). Virtuelles Wasser ist demnach die Menge Wasser, die in der gesamten Produktionskette einer Ware verdunstet oder kontaminiert wird und damit in dem Produkt ‚enthalten‘ ist. In vie-

¹⁰ Der häufig verwendete Begriff Wasserverbrauch ist irreführend, da Wasser in der Regel nicht verbraucht, sondern entweder in das Produkt aufgenommen, kontaminiert oder verdunstet und in Form von Wasserdampf an einen anderen Ort verlagert wird. Daher wird im folgenden Text der Begriff Wasserbedarf verwendet, dieser meint sowohl Verlagerung, Aufnahme als auch Kontamination.

len Industrieländern verursacht virtuelles Wasser im Vergleich zum Wasserbedarf von Haushalten (Trinkwasser, Warmwasser) den weitaus größeren Anteil am gesamten Wasserbedarf, in Deutschland sind es über 95 Prozent (Vereinigung Deutscher Gewässerschutz e.V. 2010).

Durch den internationalen Warenhandel wird virtuelles Wasser exportiert und importiert (Hoekstra 2003; Galan-del-Castillo und Velazquez 2010). Regionen oder Länder, in denen in großer Menge wasserintensive Agrarprodukte hergestellt und exportiert werden, exportieren daher auch große Mengen virtuelles Wasser (Chapagain et al. 2006). Teilweise steht der Ex- und Import virtuellen Wassers in Kontrast zu den verfügbaren Wasserressourcen der Länder, zum Beispiel führen Reiserexporte in Thailand zu einer Einschränkung der knappen Wasserressourcen. In anderen Ländern wie Brasilien oder Ghana, wo in erster Linie Regenwasser zum Anbau verwendet wird, ist es ökonomisch sinnvoll, wasserintensive Produkte zu exportieren (Chapagain et al. 2006). Um global Wasser effizient einzusetzen, sollten wasserarme Regionen Produkte mit hohem Wasserbedarf importieren und Güter mit geringem Wasserbedarf selbst produzieren.

Eine Weiterentwicklung des Virtuellen-Wasser-Konzepts stellt der Water Footprint (WF, Wasser-Fußabdruck) nach Hoekstra und Hung (2002) dar, bei dem ebenfalls der Wasserbedarf sämtlicher Prozessstufen aufsummiert wird. Bei der Erstellung des WF können räumliche Gegebenheiten wie regionalspezifische Erträge oder ein aufgrund der Verdunstungsraten angepasster Bewässerungsbedarf in konkreten Ländern oder Regionen berücksichtigt werden. Neben WF von Produkten, existieren auch WF von Individuen und von ganzen Staaten (s. Abb. 4.2). Letzterer enthält den für die Produktion von Gütern und Dienstleistungen benötigten jährlichen Wasserbedarf (vgl. z.B. Water Footprint Network 2010). Dabei werden der interne Wasserbedarf, der durch die Produktion im ‚eigenen‘ Land verursacht wird, sowie der externe Wasserbedarf, der in Form von Waren aus anderen Ländern importiert wird, unterschieden. Die Gegenüberstellung von nationalen WF legt die Vermutung nahe, dass alle Staaten möglichst geringe WF anstreben sollten. Dies ist nicht notwendigerweise der Fall. Ebenso wie beim virtuellen Wasserhandel sollte das Ziel eine global effiziente Wassernutzung sein. Ein hoher interner WF kann in einem wasserreichen Land global betrachtet demnach sinnvoll sein, während wasserarme Länder einen hohen externen WF anstreben sollten.

Im Konzept des WF können außerdem verschiedene Aspekte des Wasserbedarfs differenziert werden:

- Unter *Grünwasser* wird im Boden gebundenes Regenwasser verstanden, das von einer Agrarpflanze während der Pflanzenproduktion direkt aufgenommen oder verdunstet wird.
- *Blauwasser* ist das Wasser, das einem Wassereinzugsgebiet aus dem Grundwasser oder aus Oberflächengewässern entzogen und nicht wieder in selbiges zurückgeführt wird. In der Landwirtschaft ist dies für Bewässerungszwecke benötigtes Wasser.
- *Grauwasser* ist die Wassermenge, die im Produktionsprozess kontaminiert wird beziehungsweise die Menge, die benötigt wird, um durch Emissionen verunreinigtes Wasser so zu verdünnen, so dass es allgemeinen Qualitätsstandards genügt (Bauer und Zapp 2004; Gerbens-Leenes, Hoekstra, und van der Meer 2009a).

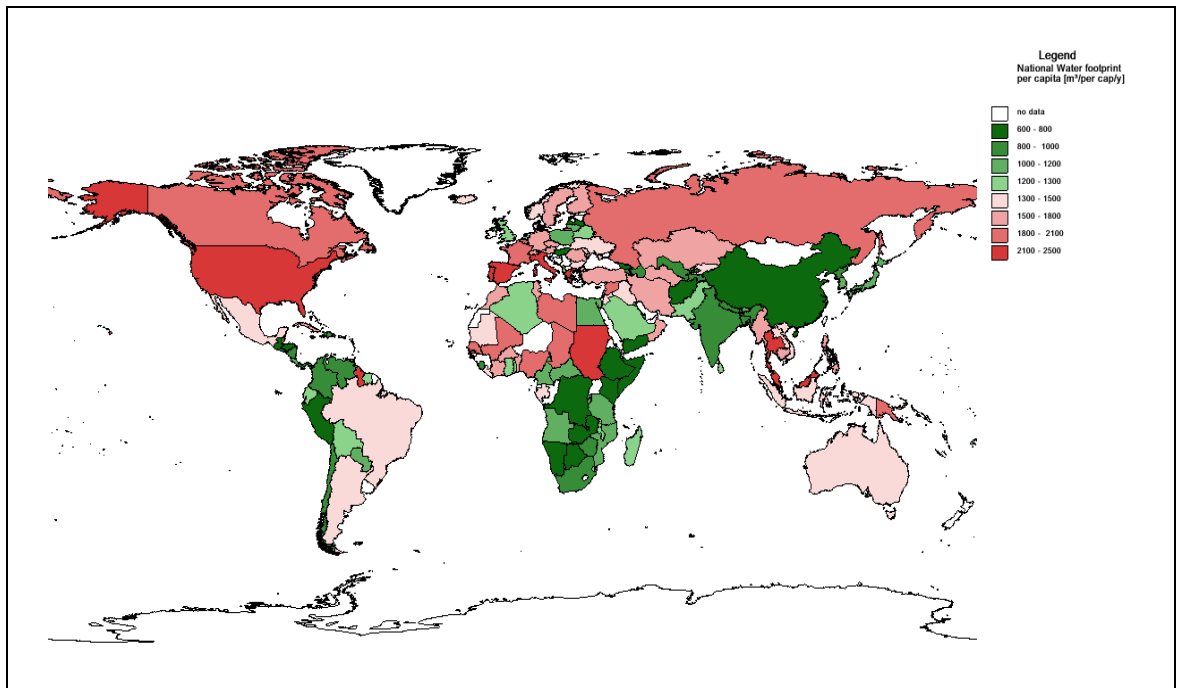


Abb. 4.2: Water Footprint der Länder der Erde

Grüne Farben deuten auf einen Water Footprint hin, der kleiner oder gleich dem globalen Durchschnitt ist, Länder mit roter Färbung liegen über diesem Durchschnitt.

Quelle: (GWSP Digital Water Atlas 2008a)

Welche der drei Wasserarten bei der Erstellung eines WF berücksichtigt werden, unterliegt derzeit einer unterschiedlichen Handhabung. Nach einem Handbuch zur Erstellung von WF von Hoekstra et al. (2009) berechnet sich der WF von Agrarpflanzen wie folgt:

$$WF_{proc} = WF_{proc,green} + WF_{proc,blue} + WF_{proc,grey}$$

WF_{proc} = Water Footprint von Agrarpflanzen (Anbauprozess) in m^3/t

$WF_{proc,green}$ = Grünwasserkomponente des Water Footprints in m^3/t

$WF_{proc,blue}$ = Blauwasserkomponente des Water Footprints in m^3/t

$WF_{proc,grey}$ = Grauwasserkomponente des Water Footprints in m^3/t

Grün- und Blauwasserkomponente werden auf die gleiche Weise berechnet: der Grün- beziehungsweise Blauwasserbedarf der Pflanze (in m^3/ha) wird geteilt durch den Hektarertrag (in t/ha). Für mehrjährige Pflanzen sollen durchschnittliche Erträge über die gesamte Lebensspanne verwendet werden. Der Grün- und Blauwasserbedarf wird aus der jeweiligen Evapotranspiration (in mm/d) über die gesamte Wachstumsperiode berechnet (Hoekstra et al. 2009).

$$CWU_{green} = 10 * \sum_{d=1}^{lg p} ET_{green}$$

CWU_{green} = Grünwasserbedarf der Pflanze (in m^3/t)

lgp = Länge der Wachstumsperiode (in d)

ET_{green} = Evapotranspiration (in mm/d)

Zur Abschätzung der Evapotranspirationswerte können verschiedene Modelle wie CROPWAT der FAO oder EPIC verwendet werden, die Autoren des Handbuchs empfehlen die Verwendung von CROPWAT, da dieses breit anwendbar und frei verfügbar ist (Hoekstra et al. 2009). Im globalen Wasserbedarf auf Agrarland dominiert mengenmäßig Grünwasser, da die Mehrzahl der landwirt-

schaftlichen Flächen im Regenfeldbau betrieben und Blauwasser nur in dem Maße bereitgestellt wird, zu dem Grünwasser nicht ausreichend vorhanden ist, um ein optimales Pflanzenwachstum zu gewährleisten (GWSP Digital Water Atlas 2008b).

Die Wirkung des Wasserbedarfs hängt stark von den lokalen beziehungsweise regionalen Bedingungen (u.a. Niederschlag, Verdunstung, Bodenverhältnisse) ab (Pfister et al. 2009). Somit ist die Frage, in welchem Verhältnis der WF zu den lokal verfügbaren Wasserreserven steht, von zentraler Bedeutung. Denn ein niedriger WF kann in wasserarmen Regionen schwerwiegendere Folgen haben als ein hoher WF in wasserreichen Regionen (Berger und Finkbeiner 2010). Van Lienden et al. (2010) schlagen daher folgendes Vorgehen zur Berechnung und Bewertung des WF von Biokraftstoffen vor:

1. Bestimmung der Biokraftstoffnachfrage
2. Bestimmung des Typs der anzubauenden Energiepflanzen
3. Bestimmung von Blau- und Grünwasserbedarf
4. Berechnung des Blau- und Grünwasser Water Footprints des Biokraftstoffs
5. Bestimmung der Blauwasserverfügbarkeit und anderer Nutzungen
6. Ableitung einer Feststellung zur Blauwasserknappheit

Grauwasser wird in dieser Studie nicht berücksichtigt, da die Datenlage als unzureichend eingeschätzt wird (Van Lienden et al. 2010).

Eine Möglichkeit regionale Aspekte länderspezifisch zu erfassen sind sogenannte Wasserstressindikatoren (z.B. Falkenmark 1986; Smakthin et al. 2004). Diese Indikatoren berücksichtigen den Wasserbedarf zum Erhalt der Ökosysteme in einer Region. Berechnet werden die Wasserstressindikatoren aus dem Verhältnis der Wasserentnahme zu den gesamten verfügbaren Wasserressourcen abzüglich des Wasserbedarfs zum Erhalt der Ökosysteme in der Region. Verschiedenen Autoren zufolge erfassen die so berechneten Wasserstressindikatoren die konkreten gesundheitlichen und ökologischen Risiken, die mit Wasserverknappung einhergehen, nicht hinreichend (Schöner 2009; Orr et al. 2009).

Pfister et al. (2009) haben daher eine Methode zur Bewertung der Risiken und möglicher negativer Auswirkungen durch den Wasserbedarf für die Eco-indicator-99 LCIA Methode entwickelt. In diesem Ansatz werden Risiken auf menschliche Gesundheit, Qualität des Ökosystems und Ressourcenverfügbarkeit über regionale Schadensfaktoren berücksichtigt (Pfister et al. 2009). Die Autoren entwickelten zunächst die Wasserstressindikatoren nach Smakthin et al. (2004) weiter, indem sie einen Faktor berücksichtigten, der die zeitliche Variabilität der Wasserverfügbarkeit beschreibt. Außerdem werden die Wasserstressindikatoren über eine logistische Funktion so angepasst, dass Werte von 0,01 und eins erzielt werden. In die Berechnung der Schadensfaktoren gehen weitere regionale Faktoren wie sozio-ökonomische Faktoren ein. Diese Methode kann in die meisten vorhandenen LCA-Methoden integriert werden. Bislang beschränkt sich dieser Ansatz auf Blauwasser, was zu einer unvollständigen Bewertung führt, da wie erwähnt bei agrarwirtschaftlichen Produkten dem Grünwasserbedarf eine große Bedeutung zukommt (vgl. Berger und Finkbeiner 2010). Die Autoren begründen die fehlende Berücksichtigung des Grünwasserbedarfs damit, dass diese irrelevant für die Wasserbilanz seien – ähnlich wie biogene Kohlenstoffdioxidemissionen für die THG-Bilanz als irrelevant gelten (Pfister und Hellweg 2009). Eine Übertragung der Methode von Pfister et al. (2009) in die Ökoeffizienz-Analyse der BASF SE erfolgte durch Schöner (2009). Um

den Wasserbedarf der Tomatenproduktion in verschiedenen Regionen Spaniens zu bewerten, wurden wasserseinzugsgebiets- oder länderspezifische Schadensfaktoren von Pfister et al. (2009) übernommen.

Eine alternative Methode zur Bewertung des Wasserbedarfs stammt von Mila i Canals et al. (2008), in der ebenfalls lokale Wasserstressindikatoren berücksichtigt werden. Diese liegen bislang jedoch nur für die großen Flusseinzugsgebiete vor. Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit werden bislang in der Methode von Mila i Canals et al. (2008) nicht berücksichtigt (Berger und Finkbeiner 2010).

4.2.2 Einflussfaktoren auf den Wasserbedarf beim Biomasseanbau

Die Höhe des Wasserbedarfs für die Bioenergieproduktion wird durch verschiedene Einflussfaktoren bestimmt (Berndes 2008). Entscheidend ist die *Wassernutzungseffizienz* eines Anbausystems. Hierunter ist die zwischen Aussaat und Ernte benötigte Menge Wasser bezogen auf die genutzte Trockenmasse zu verstehen. Eine Verbesserung der landwirtschaftlichen Produktivität bei gleichbleibendem Wasserbedarf führt daher zu einer Erhöhung der Wassernutzungseffizienz.

Verschiedene Pflanzen variieren aufgrund ihrer Wachstumseigenschaften hinsichtlich des Wasserbedarfs. In der Regel weisen C4-Pflanzen wie Mais, Zuckerrohr und Hirse eine höhere Wassernutzungseffizienz auf als C3-Pflanzen wie Soja oder Weizen. Die Wassernutzungseffizienz ist zudem stark von klimatischen Bedingungen sowie von den landwirtschaftlichen Anbaumethoden abhängig. So sind die meisten C4-Pflanzen tropischen oder subtropischen Ursprungs und erreichen nur bei entsprechend hohen Temperaturen eine hohe Produktivität und damit auch eine hohe Wassernutzungseffizienz (Berndes 2008).

Welche Menge Wasser auf einer konkreten Fläche zur Verfügung steht, wird wiederum durch die spezifischen Bodeneigenschaften, insbesondere die Infiltrationsrate und Wasserspeicherkapazität, bestimmt. Beide Parameter können durch nachhaltige Managementpraktiken verbessert werden. Beispielsweise wurden in semi-ariden Regionen in Kenia in einem Feldversuch Silbereichen gemeinsam mit Mais angebaut, was zu einer Verdoppelung der Regenwassernutzbarkeit führte (Berndes 2008 nach Muthuri et al. 2004). Von Bedeutung ist darüber hinaus die Art des Vegetationssystems, das durch den Anbau von Energiepflanzen ersetzt wird. Regionen mit spärlicher Vegetation können durch den Anbau von Energiepflanzen eine Aufbesserung ihres Wasserhaushaltes erfahren, während sich die Verdrängung von Wäldern meist negativ auswirkt (Berndes 2008).

Diese Ausführungen verdeutlichen, dass die Angabe eines WF für ein Produkt ohne die Berücksichtigung der lokalen Einflussfaktoren, der Anbauverfahren und der Referenznutzung zu kurz greift. Werden jedoch lokale Einflussfaktoren berücksichtigt, so können WF einen Hinweis darauf geben, welche Pflanzen in welchen Regionen aufgrund ihres Wasserbedarfs bevorzugt angebaut werden sollten. Beispiele für WF für Biokraftstoffe werden im folgenden Kapitel aufgeführt.

4.2.3 Ergebnisse zur Bilanzierung des Wasserbedarfs von Biokraftstoffen

Wasser wird entlang der gesamten Herstellungskette von Biokraftstoffen benötigt. Sowohl beim Anbau der Rohstoffe ist es erforderlich als auch bei der Umwandlung der Rohstoffe in Kraftstoffe – u.a. als Lösungsmittel um Störstoffe aufzunehmen, zum Kühlen oder in Fermentationsprozessen.

Dennoch behandelten über eine lange Zeit hinweg Studien zur ökologischen Bewertung von Biokraftstoffen das Thema Wasserbedarf kaum, teilweise wurden qualitative Aussagen getroffen (z.B. Wuppertal Institut für KlimaEnergie und IFEU 2007). Wurden Wasserbilanzen im Rahmen von LCA erstellt, so lag der Schwerpunkt meist auf dem industriellen Wasserverbrauch (z.B. Pimentel und Patzek 2005). Erst in einigen Studien aus den vergangenen Jahren wurde die Methode des WF insbesondere zur Berücksichtigung der Anbauphase angewendet. Einen Versuch den Wasserkonsums in LCA einzubeziehen machten zum Beispiel Fingerman et al. (2010) in einer Studie zur kalifornischen Ethanolproduktion. Sie kommen zu dem Ergebnis, dass der landwirtschaftlichen Phase mehr als 99 Prozent des gesamten Life-Cycle-Wasserbedarfs zuzuschreiben ist (Fingerman et al. 2010).

Um das Konzept des WF in Bezug auf Biokraftstoffe zu verbessern und anzuwenden, hat sich vor allem eine Arbeitsgruppe der niederländischen Universität Twente bemüht. In dieser Arbeitsgruppe wurden für unterschiedliche Energiepflanzen der Blau- und Grünwasserbedarf und über diese Werte ihr jeweiliger WF errechnet. Hierzu verwendeten die Autoren das Modell CROPWAT der FAO, das sich auf Daten zu täglichen Evapotranspirationen der Pflanzen stützt (Gerbens-Leenes et al. 2008; Gerbens-Leenes und Hoekstra 2009; Gerbens-Leenes, Hoekstra, und van der Meer 2009b). In einem Beitrag von Gerbens-Leenes et al. (2009a) beschreiben die Autoren Ergebnisse von Berechnungen zu 13 Energiepflanzen, die zur Elektrizitätserzeugung verwendet werden. Im weltweiten Durchschnitt schneidet die Zuckerrübe mit einem WF von 46 m³/GJ am besten ab, gefolgt von Mais und Zuckerrohr. Raps (383 m³/GJ) und Jatropha (396 m³/GJ) weisen die höchsten Werte auf (Gerbens-Leenes, Hoekstra, und van der Meer 2009a). Die Verwendung der Pflanzen für die Produktion von Biokraftstoffen erster Generation führt im Vergleich zur Elektrizitätserzeugung generell zu höheren WF, da bei letzterer die gesamten Pflanzen genutzt werden. Für die Ethanolherzeugung weisen den Berechnungen zufolge Zuckerrüben und Kartoffeln den günstigsten WF auf (60 und 100 m³/GJ), gefolgt von Zuckerrohr (110 m³/GJ). Für die Biodieselproduktion empfehlen sich insbesondere Soja und Raps (400 m³/GJ), während Jatropha einen sehr hohen WF hat (600 m³/GJ). Gleichwohl sind hier regionale Unterschiede festzustellen. Biodiesel aus Jatropha wird am wassereffizientesten in Brasilien hergestellt, wohingegen der Anbau in Indien nicht zu empfehlen ist (Gerbens-Leenes, Hoekstra, und van der Meer 2009a). Die Zahlen aus dieser Studie zeigen außerdem deutlich, dass die Produktion von Biodiesel mit einem höheren Wasserbedarf einhergeht als die von Bioethanol.

Pfister und Hellweg (2009) haben mit dem in Kapitel 4.1.1 beschriebenen Ansatz ebenfalls Water Footprints¹¹ für verschiedene Biokraftstoffe ermittelt, in dem sie den Blauwasserbedarf verschiedener Pflanzen mit den jeweils ermittelten Wasserstressindikatoren gewichteten. Normalisiert wurden die Wasserstressindikatoren anhand des Wassereinzugsgebiets „Colorado River“ (WSI = 1) (s. Tab. 4.4). Da die Autoren ausschließlich Blauwasser berücksichtigen und zudem eine Gewichtung nach den globalen Durchschnittswerten der Wasserstressindikatoren durchführen, fallen die WF deutlich geringer aus als in der Studie von Gerbens-Leenes et al. (2009a). Die Reihenfolge der verschiedenen Biokraftstoffsorten stimmt jedoch weitgehend überein.

¹¹ Die Verwendung des Begriffs Water Footprints stimmt nicht mit dem Water Footprint nach Chapagain und Hoekstra (2004) überein.

Tab. 4.4: Globaler Gesamtdurchschnitt des Water Footprints von Biokraftstoffen

Quelle: (Pfister und Hellweg 2009, E93)

	Blauwasser [m ³ /GJ]	Globaler Durchschnitt der Wasserstressindices	WF [m ³ /GJ]
Ethanol			
Zuckerrüben	35	0,434	30
Kartoffeln	46	0,380	35
Zuckerrohr	58	0,456	53
Mais	43	0,287	25
Weizen	123	0,488	120
Hirse	182	0,430	157
Biodiesel			
Sojabohnen	217	0,217	94
Raps	245	0,683	335
Jatropha	335	0,251	169

4.2.4 Ergebnisse regionalspezifischer Studien zu Biokraftstoffen

Die totalen WF, das heißt die Gesamtwasserfußabdrücke von ganzen Staaten, unterscheiden sich deutlich zwischen den Fallstudienländern beziehungsweise -regionen des Projektes „Fair Fuels?“ (Brasilien, Subsahara Afrika, Deutschland): Brasilien weist mit über 230 Gm³/a den höchsten totalen WF auf, Deutschland liegt mit etwa 127 Gm³/a im Mittelfeld, die Länder Subsahara Afrikas weisen mit weniger als 25 Gm³/a die geringsten Werte auf (s. Tab. 4.5).

Tab. 4.5: Water Footprints ausgewählter Länder für den Zeitraum 1997 – 2001

Quelle: (Chapagain und Hoekstra 2004, 53ff, 66 ff), reale Wasserknappheit: eigene Berechnung

	WF total [Gm ³ /a]	Wasser- verfüg- barkeit [Gm ³ /a]	Wasser- knappheit [%]	Externer WF [Gm ³ /a]	Interner WF [Gm ³ /a]	Reale Wasser- knappheit [%]
Brasilien	233,6	8233	3	17,9	215,7	3

	WF total [Gm ³ /a]	Wasser- verfüg- barkeit [Gm ³ /a]	Wasser- knappheit [%]	Externer WF [Gm ³ /a]	Interner WF [Gm ³ /a]	Reale Wasser- knappheit [%]
Deutschland	126,95	154	82	67,1	59,9	39
Ghana	24,7	53,2	46	1	23,6	44
Malawi	13	17,3	75	0,1	12,9	75
Mozambique	19,5	216,1	9	0,1	19,4	9
Rwanda	5,2	8,2	158	0,3	8,4	162

Der Anteil des externen beziehungsweise internen WF am Gesamtwasserfußabdruck ist in den Ländern ebenfalls sehr unterschiedlich, was wiederum davon abhängt, welche Produkte ein Land importiert und exportiert. Während in Deutschland externer und interner WF sehr nahe beieinander liegen, ist in den Ländern Subsahra Afrikas und in Brasilien der interne WF deutlich höher als der externe WF. Allerdings ist auch die Wasserverfügbarkeit länderspezifisch sehr unterschiedlich. Als Maß für die Wasserverfügbarkeit übernehmen Chapagain und Hoekstra (2004) die Werte der erneuerbaren Wasserressourcen aus dem Datensatz AQUASTAT der FAO. Als Wasserknappheit definieren die Autoren das Verhältnis von totalem WF zu Wasserverfügbarkeit. Während die so definierte Wasserknappheit in Brasilien mit drei Prozent sehr gering ist, liegt sie in Malawi und Deutschland mit 75 beziehungsweise 82 Prozent deutlich höher (Chapagain und Hoekstra 2004, 53ff, 66 ff). Der als Wasserknappheit bezeichnete Wert gibt jedoch wenig Auskunft über die reale Wasserknappheit in einem Land, da ein Teil des totalen WF durch den Import von wasserintensiven Produkten zu Stande kommt. Daher wird an dieser Stelle zusätzlich das Verhältnis von internem WF zu Wasserverfügbarkeit berechnet. Tab. 4.5 stellt die wichtigsten Kenngrößen zusammengefasst für die Fallstudienländer dar. Die reale Wasserknappheit unterscheidet sich von der nach Chapagain und Hoekstra (2004) berechneten Wasserknappheit vor allem in Deutschland, wo sich der Prozentwert ungefähr halbiert, da nach Deutschland viele wasserintensive Produkte importiert werden. Zum Vergleich ist zusätzlich Rwanda als wasserarmes Land aufgeführt. Dieses Beispiel zeigt, dass Wasserknappheit und reale Wasserknappheit Werte über 100 Prozent annehmen können, wenn mehr Wasser für die Produktion von notwendigen Gütern benötigt wird, als verfügbar ist beziehungsweise als sich jährlich regeneriert.

4.2.4.1 Brasilien

Für Brasilien existieren qualitative und quantitative Abschätzungen sowie erste Ergebnisse zu WF von Biokraftstoffen. Chapagain und Hoekstra (2004) kommen in ihrer Studie „Water Footprint of Nations“ zu dem Ergebnis, dass der virtuelle Wassergehalt von Mais in Brasilien bei 1.180 m³/t und damit über dem globalen Durchschnitt von 909 m³/t liegt. Der virtuelle Wassergehalt von Soja dagegen liegt in Brasilien bei 1.076 m³/t und damit weit unter dem globalen Durchschnitt von 1.789 m³/t. Auch der virtuelle Wassergehalt von brasilianischem Zuckerrohr liegt mit 155 m³/t unter dem weltweiten Durchschnitt von 175 m³/t. Moreira (2007) zufolge wird im Zuckerrohranbau in Brasilien derzeit kaum künstlich bewässert, weshalb der Blauwasserbedarf vermutlich gering ausfällt. Diesen Ergebnissen zufolge sind Zuckerrohr- und Sojaanbau in Brasilien zumindest hinsichtlich ihres WF effektiv, wohingegen der Anbau von Mais in anderen Regionen, zum Beispiel in den USA,

weit effektiver ist (Chapagain und Hoekstra 2004; Berndes 2008). Dies bestätigt die Aussage von Meijerink et al. (2008), der zufolge der Wasserbedarf im Zuckerrohranbau in Brasilien aufgrund der regelmäßigen Regenfälle als unproblematisch gilt. Zu überprüfen ist die Aussage anderer Quellen (vgl. IATP 2007), der Zuckerrohranbau könne in Brasilien sehr wohl zu einer Verschärfung von bereits existierender Wasserknappheit führen.

Darüber hinaus existiert eine Studie von Gerbens-Leenes et al. (2008), in der WF für 15 Energiepflanzen¹² und jeweils für verschiedene Länder – inklusive einige Fallstudienländer des Projekts „Fair Fuels?“ – angegeben werden. Für Brasilien wird als Durchschnittswert aller Energiepflanzen ein WF von 61,20 m³/GJ berechnet – in diesem Fall bezogen auf thermische Energie (Gerbens-Leenes et al. 2008). Die Studie zeigt wiederum starke Varianzen zwischen den WF unterschiedlicher Anbauprodukte (s. Tab. 4.6) und Länder. Die Unterschiede sind vor allem auf landwirtschaftliche Anbauverfahren und klimatische Gegebenheiten zurückzuführen (Gerbens-Leenes et al. 2008). Unterschiede zu der Studie von Hoekstra und Chapagain (2004) ergeben sich dadurch, dass diese Autoren den Wasserbedarf auf den Ernteertrag in Form der verwertbaren Pflanzenteile beziehen, während Gerbens-Leenes et al. (2008) die gesamten Biomasseerträge berücksichtigen.

Tab. 4.6: Water Footprints ausgewählter Energiepflanzen in Brasilien

Water Footprint bezogen auf thermische Energie und Tonne Biomasse

Quelle: (Gerbens-Leenes et al. 2008, 22)

Anbauprodukt	WF [m ³ /GJ]	WF [m ³ /t]
Cassava	29,7	155,9
Mais	39,4	663,9
Sojabohnen	61,1	602,2
Zuckerrohr	25,1	127,9
Weizen	81,4	1360,3

4.2.4.2 Subsahara Afrika

Für einige Regionen Afrikas werden Konflikte infolge des Wasserentzugs durch einen großangelegten Energiepflanzenanbau beschrieben. Im Rahmen des Procana Projekts im Olifants Basin in Mozambique soll auf 30.000 Hektar Fläche Zuckerrohr für Bioethanol angebaut werden. Die dafür notwendige Wasserversorgung soll durch einen Damm gewährleistet werden, über den auch dörfliche Bewässerungsprojekte gesichert werden, so dass hier Nutzungskonkurrenzen zu erwarten sind (De Fraiture und Berndes 2009). In einigen Regionen der Erde, in denen die Wasserversorgung bereits knapp ist, wird zur Entschärfung der Konflikte Brauchwasser für Bewässerungszwecke genutzt – so zum Beispiel in Ghana (Kumasi). Da Brauchwasser hohe Gehalte an Kalium, Stickstoff und Phosphor enthält, können hierdurch einerseits Ertragssteigerungen erzielt und

¹² Cassava (Maniok), Kokosnuss, Baumwolle, Erdnüsse, Mais, Miscanthus, Palmöl, Pappeln, Kartoffeln, Soja, Zuckerrüben, Zuckerrohr, Sonnenblume, Getreide und Winterraps.

Frischwasserressourcen geschützt werden. Andererseits kann es zu einem erhöhten Eintrag von Kalium, Stickstoff und Phosphor in Oberflächengewässer und in der Folge zu deren Eutrophierung kommen (Roth et al. 2009).

In einer Studie von Kort (2010) wird der WF von Agrarprodukten der SADC-Region (Southern African Development Community) untersucht. Zu den SADC-Ländern zählen auch die Länder Malawi und Mozambique. In der Studie wird kein expliziter Bezug zur Biokraftstoffproduktion hergestellt, jedoch werden für die Biokraftstoffproduktion relevante Pflanzen betrachtet (Kort 2010). In Mozambique werden vor allem Cassava (Maniok), Zuckerrohr und Mais als Energiepflanzen angebaut sowie in weit kleinerem Maßstab Hirse und Sonnenblumen. Von wachsender Bedeutung sind zudem Jatropha und Sojabohnen (Takavarasha et al. 2005). In Malawi wird als Rohstoff für die Biokraftstoffproduktion hauptsächlich Zuckerrohr beziehungsweise der Reststoff aus der Zuckerherstellung Molasse verwendet. Der Anbau von Jatropha wird derzeit vorangetrieben.

Zuckerrohr hat in den Beispielregionen der Studie von Kort (2010) einen eher geringen WF. In Mozambique liegt der WF für Zuckerrohr mit $527 \text{ m}^3/\text{t}$ am höchsten in der gesamten SADC-Region, während der von Malawi bei $149 \text{ m}^3/\text{t}$ und damit im Mittelfeld liegt. Jedoch hat Malawi einen höheren Blauwasserbedarf in Höhe von $94 \text{ m}^3/\text{t}$, in Mozambique sind es nur $89 \text{ m}^3/\text{t}$. Dies begründet sich darin, dass Zuckerrohr in Malawi in großem Umfang künstlich bewässert wird, in Mozambique wird insgesamt der größte Wasserbedarf durch Niederschlag abgedeckt (Kort 2010).

Der WF von Mais ist in den Untersuchungsregionen vergleichsweise hoch, und liegt in Mozambique bei $4.686 \text{ m}^3/\text{t}$ und damit über dem Wert von Malawi mit $3.365 \text{ m}^3/\text{t}$ (vgl. Abb. 4.3 und Abb. 4.4). In beiden Ländern ist der Grauwasseranteil aufgrund der üblichen Düngung nennenswert: in Mozambique sind es 57, in Malawi $141 \text{ m}^3/\text{t}$ (Kort 2010).

Der WF von Cassava ist in Mozambique vergleichsweise hoch und liegt bei $1.011 \text{ m}^3/\text{t}$. Zugleich ist keine künstliche Bewässerung nötig, der Wasserbedarf wird ausschließlich aus Grünwasser gedeckt. Der Grauwasserbedarf macht lediglich $1 \text{ m}^3/\text{t}$ aus. In Malawi liegt der WF von Cassava bei $475 \text{ m}^3/\text{t}$. Der Grauwasseranteil daran beträgt $2 \text{ m}^3/\text{t}$ (Kort 2010).

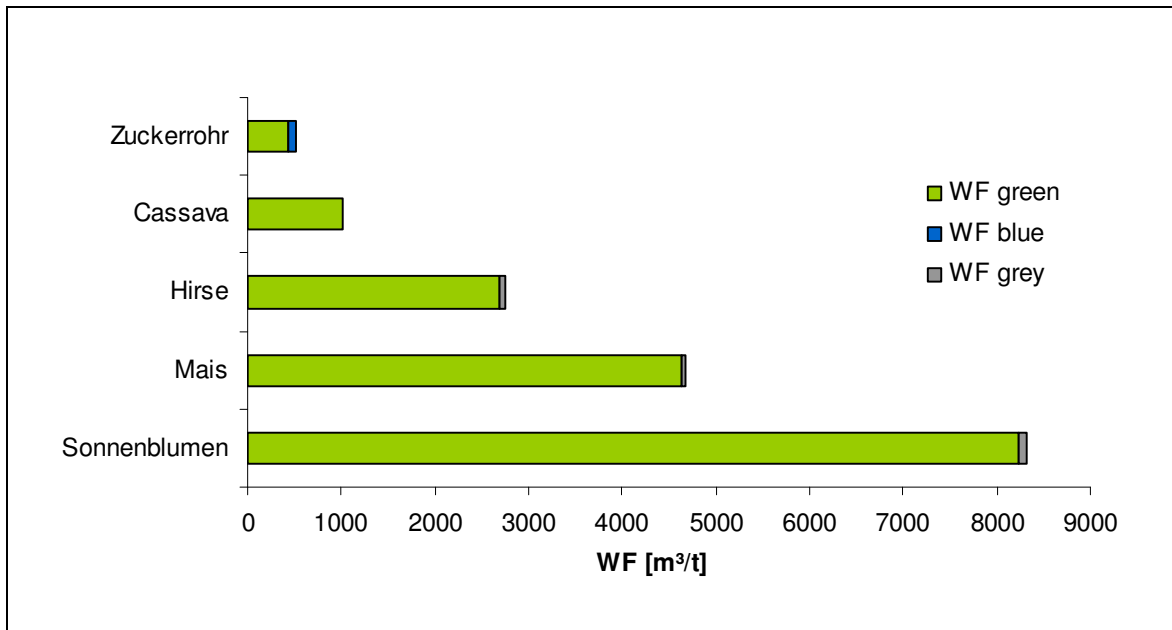


Abb. 4.3: Durchschnittlicher Water Footprint von Energiepflanzen für die Biokraftstoffproduktion, unterteilt in Blau-, Grün- und Grauwasser für Mozambique Zeitraum 1996-2005

Quelle: eigene Darstellung nach (Kort 2010)

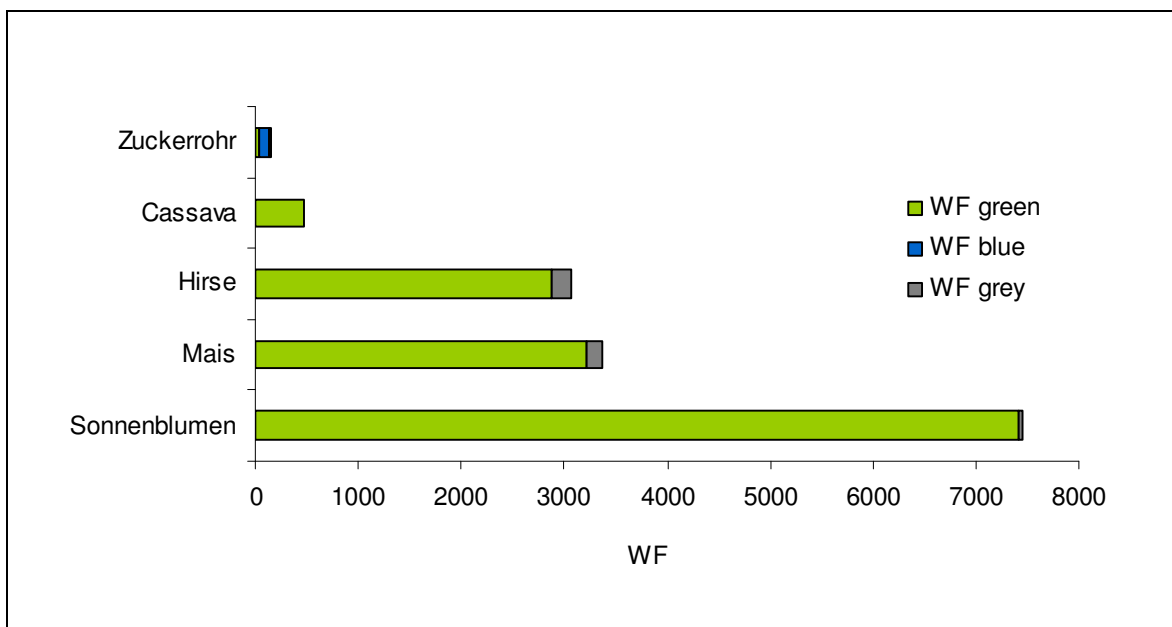


Abb. 4.4: Durchschnittlicher Water Footprint von Energiepflanzen für die Biokraftstoffproduktion unterteilt in Blau-, Grün- und Grauwasser für Malawi im Zeitraum 1996-2005

Quelle: eigene Darstellung nach (Kort 2010)

Eine Studie im Auftrag von Wetland International, „Biofuels in Africa“, untersucht den Einfluss der Biokraftstoffproduktion in afrikanischen Feuchtgebieten (Sielhorst et al. 2008). Die Autoren machen auf mögliche Umweltprobleme im Zusammenhang mit dem Anbau von Energiepflanzen aufmerksam. So sei mit einer Verminderung der Wasserquantität und -qualität zu rechnen, zudem bestehe ein erhöhtes Eutrophierungsrisiko. Aufgrund der geringen Niederschlagswerte in vielen Regionen Afrikas sei eine zusätzliche Bewässerung erforderlich, was die Frischwasserbereitstellung erheblich mindern könne. In Mozambique werden zum Beispiel 60 Prozent des gesamten aus dem Zambezi Basin bereitgestellten Wassers für die Zuckerrohrproduktion verwendet. Durch den damit einhergehenden Bau von Dämmen und Deichen wird der Wasserkreislauf in den Feuchtgebieten gestört (Sielhorst et al. 2008).

Sielhorst et al. (2008) ermittelten außerdem den Wasserbedarf verschiedener Anbaupflanzen in afrikanischen Feuchtgebieten. Zuckerrohr hat demnach einen hohen Bewässerungsbedarf, wohingegen der Wasserbedarf von Mais oder Hirse geringer ist. Hirse reagiert außerdem nicht so empfindlich auf Wasserstress wie Zuckerrohr oder Mais. Zu beachten sind dabei die unterschiedlich langen Wachstumsperioden. Bei Zuckerrohr beträgt sie zwölf Monate, für Mais und Hirse jeweils nur vier Monate. Gleichwohl sind der Biomasse- und der Ethanolertrag von Zuckerrohr höher. Deshalb ist der Wasserbedarf pro Hektar für Zuckerrohr weit höher als bei Mais und Hirse, bezogen auf einen Liter Ethanol sind die Unterschiede weniger deutlich (s. Tab. 4.7). Dennoch stehen die Ergebnisse im Widerspruch mit denen von Kort (2010), denen zufolge Mais einen höheren Wasserbedarf aufweist als Zuckerrohr. Es bedarf weiterer Studien, um dies zu klären.

Tab. 4.7: Wasserbedarf der Hauptanbaupflanzen für die Bioethanolproduktion

Quelle: (Sielhorst et al. 2008, 32)

	Wachstumszeit	Wasserbedarf [100 l/ha]	Ethanolertrag [l]	Wasserbedarf [l/l Ethanol]
Zuckerrohr	12 Monate	36.000	8.925	4.000
Mais	4 Monate	8.000	3.216	2.500
Hirse	4 Monate	4.000	3.160	1.300

Für Mozambique liegt eine Studie zu sozial-ökonomischen Folgen eines umfangreichen Jatrophaanbaus vor. Jatropha gilt als Pflanze, die auf wasser- und nährstoffarmen Böden wachsen kann. Fallstudien zeigen jedoch, dass bestehende Jatrophaplantagen in Mozambique gelegentlich und teilweise sogar konstant bewässert werden, damit sie ausreichende Erträge liefern und um die Pflanzen gegenüber Krankheiten zu stabilisieren. In Modellversuchen mussten die Jatropha-pflanzen mit fünf bis sieben Litern Wasser pro Tag und Pflanze bewässert werden (Ribeiro und Matavel 2009). Zu einem ähnlichen Ergebnis kommt ein WBGU-Gutachten, demzufolge Jatropha zwar auf marginalen Standorten wächst; um gute Hektarerträge zu erzielen, müssen jedoch gute Böden und genügend Wasser vorhanden sein (WBA 2007).

Jongschaap et al. (2009) untersuchten den WF von *Jatropha curcas L.* Nach Jongschaap et al. (2009) sollte der WF einer Energiepflanze aus der Verknüpfung des Energieertrages der Pflanze mit ihrer aktuellen Wassernutzung unter aktuellen klimatischen Bedingungen errechnet werden. In der Vergangenheit wurden meist der *durchschnittliche* Niederschlag und der daraus abgeleitete zusätzliche jährliche Bewässerungsbedarf, den die Pflanze benötigt, um ihren Wasserbedarf zu decken, verwendet. Nach Meinung der Autoren hat der so errechnete WF Korrekturbedarf, da

Schwankungen im Wasserbedarf während der Wachstumsperiode nicht berücksichtigt werden. Auf diese Weise werde *Jatropha* als ineffiziente Energieressource abgeschrieben, während sie nach Meinung der Autoren eine sinnvolle Alternative in semi-ariden Gebieten hinsichtlich Ressourcennutzungseffizienz, Erosionskontrolle, Anbaudiversifizierung, lokaler Energieversorgung und ländlicher Entwicklung darstellen kann. *Jatropha* kommt, wie auch Felddaten von Jongschaap et al. (2009) belegen, mit Wasserknappheit zurecht, hohe Produktionsraten sind unter diesen Bedingungen jedoch unwahrscheinlich. Daher verwenden Jongschaap et al. (2009) Niedrig-Ertrags-Daten (von nicht-bewässerten, jungen Pflanzen) in Verbindung mit simulierten Wassernutzungsdaten reiferer Plantagen unter optimalen Wachstumsbedingungen. Die Autoren beziehen zudem den nach der Ölextraktion verbleibenden Presskuchen, der für Energiegewinnung durch Verbrennung zur Verfügung steht, in die Berechnungen ein. Auf diese Weise ergibt sich ein WF von 128 m³ Wasser pro GJ, was in etwa einem Drittel des WF von Soja entspricht.

Holl et al. (2007) berechnen ebenfalls den Wasserbedarf von *Jatropha curcas*. Die Studie widmet sich explizit dem Wasserbedarf und Nutzungspotenzial von *Jatropha* in Südafrika. Die Wassernutzung von *Jatropha curcas* wird daher mit der normalerweise typischen Vegetation Südafrikas verglichen. Die Ergebnisse zeigen, dass der Wasserbedarf von *Jatropha curcas* deutlich geringer ist als der der ersetzteten Vegetation. Ein Problem bei *Jatropha* sei jedoch die lange Wachstumsperiode. Nach 12 bis 18 Monaten beginnt die Pflanze unter günstigen Niederschlagsbedingungen mit der Samenproduktion. Ihr Produktivitätsmaximum erreicht sie erst nach vier bis fünf Jahren (Holl et al. 2007).

4.2.4.3 Länderübergreifende Studien

Einer länderübergreifenden Studie von van Lienden et al. (2010) zufolge wird der steigende Konsum von Biokraftstoffen in einigen Regionen der EU bis zum Jahr 2030 zu Wasserknappheit führen, das heißt der jährliche Wasserbedarf wird höher sein als die erneuerbaren Wasserressourcen. Eine Verknappung von Blauwasser ist in Belgien, Tschechien, Dänemark, Frankreich, Deutschland, Griechenland, Ungarn, Italien, den Niederlanden, Polen, Portugal, der Slowakei, Spanien, Türkei und Großbritannien zu erwarten. In Dänemark, Italien, Portugal und Griechenland wird mehr als ein Drittel der Wasserknappheit durch den WF von Biokraftstoffen verursacht werden. Auch für Deutschland und Frankreich wird von einem hohen Blauwasser-WF von Biokraftstoffen ausgegangen (Van Lienden et al. 2010). Hingegen wird für die afrikanischen Untersuchungsregionen in dieser Studie bis zum Jahr 2030 keine Wasserknappheit prognostiziert, da in den Ländern Malawi, Mozambique und Ghana kein großmaßstäblicher Anbau von Energiepflanzen erwartet wird. Auch in Brasilien wird nicht mit Wasserknappheit gerechnet. Das Land verfügt über ein Drittel der weltweit verfügbaren Blauwasserreserven und wird nur 16 Prozent davon bis zum Jahr 2030 nutzen. Der Biokraftstoff-WF des Landes wird im Jahr 2030 jedoch beispiellos hoch sein. Obwohl Brasilien den Prognosen zufolge mehr als sechs mal so viel Bioethanol produzieren wird wie Biodiesel, werden 55 Prozent des Biokraftstoff-WF durch die Biodieselproduktion verursacht werden. Grund dafür ist, dass brasilianisches Ethanol vor allem aus Zuckerrohr gewonnen wird, das nur einen Blauwasseranteil von 40 Prozent bezogen auf den Gesamtwasserbedarf hat, während die Sojaproduktion für Biodiesel einen Anteil von 95 Prozent verbucht (Van Lienden et al. 2010).

Die Ergebnisse dieser Studie werden maßgeblich durch die Annahmen bestimmt, in welchen Ländern im Jahr 2030 in welchem Umfang Biokraftstoffe produziert werden. Sollte es in wasserarmen Regionen in Afrika aufgrund von Investitionen in Bewässerungssysteme zu einem großmaßstäblichen Ausbau der Biokraftstoffproduktion kommen, so würden sich abweichende Ergebnisse ergeben.

4.2.5 Status Quo und Möglichkeiten der Regulierung

Der Übergang zu einem höheren Anteil an Biokraftstoffen, wie von der EU anvisiert, wird zu einem größeren Wasserbedarf für den globalen Transportsektor führen. Van Lienden et al. (2010) gehen davon aus, dass der globale jährliche WF von Biokraftstoffen um mehr als das Zehnfache steigen wird, von 90 km³/a heute auf 970 km³/a im Jahr 2030. Der globale WF wird diesen Prognosen zufolge zu 48 Prozent aus Blauwasser bestehen und der WF von Biokraftstoffen wird einen signifikanten Anteil an der Blauwasserknappheit ausmachen.

Eine Regulierung der Wasserentnahme als Folge der Biokraftstoffproduktion ist notwendig, um die globalen Wasserressourcen effizient einzusetzen und Wasserkrisen in vielen Teilen der Welt zu vermeiden (vgl. De Fraiture et al. 2008). Im WBGU-Gutachten „Zukunftsfähige Bioenergie und nachhaltige Landnutzung“ (2008) wird gefordert, dass der Energiepflanzenanbau negative Umweltwirkungen nicht verstärken dürfe. Auf nationaler Ebene sei daher der Anbau auf marginalen und degradierten Flächen zu bevorzugen. Aufgrund der steigenden Bedeutung solle der Anbau von Energiepflanzen außerdem in regionale Strategien zu nachhaltigem Wassermanagement integriert werden (WBGU 2008).

In der EE-RL ist das Thema Wasserbedarf bislang weitestgehend ausgeklammert. Einzige Aussage ist, dass sich die EU bemüht, „bilaterale oder multilaterale Übereinkünfte mit Drittländern zu schließen, die Bestimmungen über Nachhaltigkeitskriterien enthalten“, wobei Maßnahmen zur „Vermeidung eines übermäßigen Wasserverbrauchs in Gebieten mit Wasserknappheit“ besondere Aufmerksamkeit erhalten sollen (2009/28/EG). In den bislang von Deutschland anerkannten Zertifizierungssystemen ISCC und REDcert werden Aspekte der Wasserentnahme bislang nur wenig berücksichtigt. Um eine ISCC-Zertifizierung zu erlangen, müssen Produzenten – sofern Grundwasser zur Bewässerung verwendet wird – formale und gewohnheitsmäßig bestehende Wassernutzungsrechte respektieren und bestätigen, dass eine Nutzung im Hinblick auf die Trinkwasserversorgung zu rechtfertigen ist (ISCC 2010). Der RSB, der im März 2011 als drittes Zertifizierungssystem von Deutschland anerkannt wurde, enthält weitergreifende Kriterien. Kann nach einem ersten Screening nicht gewährleistet werden, dass die Biokraftstoffproduktion die existierenden Wassernutzungsrechte lokaler und indigener Communities nicht beeinträchtigt, so muss eine genauere Begutachtung (Water Assessment) erfolgen. Außerdem muss für die Zertifizierung durch den RSB ein Wassermanagementplan erstellt werden, der eine effiziente Wassernutzung gewährleisten sowie die Qualität der genutzten Wasserressourcen erhalten oder verbessern soll (RSB 2010b).

Im Jahr 2000 wurde mit der Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG) die Grundlage für eine umfassende Wasserpolitik in der EU geschaffen und ein Zeitplan für die Umsetzung festgelegt. In der Richtlinie wird der Schutz von Oberflächengewässern und Grundwasser geregelt. Bis zum Jahr 2015 soll so ein guter ökologischer und chemischer Zustand aller Gewässer und Wasserkörper in der Gemeinschaft erreicht werden. Die EU-Kommission hat erkannt, dass der landwirtschaftliche Sektor hohe Auswirkungen auf Wasserqualität und -verfügbarkeit hat und es wurden mehrere Studien in Auftrag gegeben, um eine fundierte Datengrundlage zum Einfluss der Landwirtschaft auf Wasserverfügbarkeit und -qualität zu generieren. Darüber hinaus sind in den nächsten Jahren einige Maßnahmen geplant: Für das Jahr 2011 ist eine Konferenz über Wasserpreise im landwirtschaftlichen Sektor angesetzt. Für das Jahr 2012 hat die Europäische Kommission unter dem Titel „Blueprint for Safeguarding Europe's Water“ unter anderem eine Überprüfung der Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie sowie eine Untersuchung der Vulnerabilität der Wasserressourcen gegenüber dem Klimawandel angekündigt. Gleichwohl zeigen die bisherigen Maßnahmen Studien zufolge noch zu wenig Erfolg (z.B. EEB 2010). Der potenziellen Bedeutung von Biokraftstoffen für Wasserverfügbarkeit und -qualität wird in diesem Zusammenhang bislang nur wenig Beachtung geschenkt.

Auf internationaler Ebene wurde im Jahr 2008 das ‚Water Footprint Network‘, eine Organisation der UN, gegründet. Das Netzwerk soll Landwirten und Politikern genaue Wassernutzungsdaten zur Verfügung stellen, um eine bessere Entscheidungsgrundlage über die Zuweisung von Anbauflächen und Anbaupraktiken bereitzustellen. Im Auftrag des UNEP wurde ein bislang noch unveröffentlichter Bericht über die Anwendungsmöglichkeiten des WF als Indikator in unterschiedlichen politischen Initiativen, sowohl auf globaler wie auch auf lokaler Ebene, erstellt. Das Hauptproblem bleibt der Mangel an qualitativ hochwertigen Datensätzen, um WF exakt zu berechnen (Water Footprint Network 2010). Darüber hinaus zirkulieren derzeit mehrere Berechnungsweisen für WF, so dass zunächst methodische Klarheit geschaffen werden muss.

Da Wasser in Form von Produkten exportiert und importiert wird, ist die Regulierung des virtuellen Wasserhandels prinzipiell eine Möglichkeit auf die globale Wasserpolitik Einfluss zu nehmen und regionaler Wasserknappheit entgegenzuwirken. Neben dem Problem der Datenverfügbarkeit, ist dies jedoch mit weiteren Schwierigkeiten verbunden. Vor allem landwirtschaftliche Fördersysteme, Subventionen und Zölle stellen Barrieren für derartige Regulierungen dar. Diese zu beseitigen erfordert dem World Water Council zufolge spezielle Handelsvereinbarungen zwischen Ländern und Märkten (World Water Council 2004). Außerdem genügt es nicht wie in WF üblich den Wasserbedarf für die Produktion aufzusummieren, regionale Wasserressourcen müssen berücksichtigt werden, um global eine effiziente Wassernutzung zu erreichen.

Dem World Wide Fund for Nature (WWF) zufolge sollten Regierungen eine effiziente und legale Bewässerung landwirtschaftlicher Flächen durch Anreize und Sanktionen sicherstellen. Der Umweltverband fordert von Seiten der Bundesregierung die finanziellen Mittel für die Entwicklungszusammenarbeit in Regionen zu erhöhen, in denen eine nachhaltige Bewirtschaftung von Grundvorkommen und Oberflächengewässern besonders wichtig ist (Sonnenberg et al. 2009).

4.3 Biodiversitätsveränderungen und deren Integration in LCA

Unter Biodiversität ist die Vielfalt der biologischen Formen und Funktionen in einem definierten Raum zu verstehen (United Nations 1992; Murphy 1992). Die Convention on Biological Diversity (CBD), die 1992 auf der UNO-Konferenz über Umwelt und Entwicklung in Rio de Janeiro verabschiedet wurde, war das erste internationale Abkommen, das auf den Schutz der biologischen Vielfalt global und übergreifend abzielte. Biodiversität wird darin folgendermaßen definiert:

“Biological diversity means the variability among living organism from all sources including, inter alia, marine and other aquatic ecosystems and ecological complexes of which they are part; this includes diversity within species, between species and of ecosystems” (Art. II CBD 1992).

Die Vielfalt an Arten hat einen direkten Einfluss auf die Funktionsfähigkeit, Stabilität und Produktivität von Ökosystemen. Artenreiche Ökosysteme können ihre funktionelle Integrität über einen längeren Zeitraum hinweg bewahren und Umweltveränderungen besser abpuffern als artenarme Ökosysteme (Baur 2010). Ökosysteme wiederum erbringen Leistungen, ohne die (menschliches) Leben nicht möglich wäre. Diese Leistungen unterteilt das Millenium Ecosystem Assessment (2005) in bereitstellende Dienstleistungen, unterstützende Dienstleistungen, regulierende Dienstleistungen und kulturelle Dienstleistungen (s. Tab. 4.8). Eine wichtige Aufgabe von Ökosystemen ist die Primärproduktion von Biomasse. Ökosysteme stellen Nahrungsmittel und wichtige Ressourcen wie Fasern, Baustoffe und pharmazeutische Wirkstoffe bereit. Eine weitere essentielle Funktion von Ökosystemen ist die Regulierung des Gas- und Wasserhaushalts und damit auch des Klimas der Erde. Intakte Ökosysteme filtern und bauen Schadstoffe ab, dämpfen Extremereignisse wie Über-

schwemmungen ab, dämmen den Ausbruch und die Verbreitung von Krankheiten und Schädlingen ein und dienen dem Menschen zu Erholungs- und Regenerationszwecken (Baur 2010).

Tab. 4.8: Ökosystemdienstleistungen nach dem Millenium Ecosysteme Assessment

Quelle: (MEA 2005, 9)

<p>Bereitstellende Versorgungsdienstleistungen (provisioning services)</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Nahrungsmittel ▪ Rohstoffe (Baumaterial, Brennstoffe) ▪ Süßwasser (Oberflächen- und Grundwasser) ▪ Genetische Ressourcen ▪ Rohstoffe für Arzneimittel 	<p>Regulierende Dienstleistungen (regulating services)</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Regulierung des lokalen Klimas, der Luftqualität, der Wasserqualität ▪ Kohlenstoffabscheidung und -speicherung ▪ Abschwächung von Extremereignissen / Naturgefahren ▪ Erosionsvermeidung und Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit ▪ Bestäubung ▪ Biologische Schädlingsbekämpfung ▪ Schadstoffabbau und -filterung
<p>Unterstützende Dienstleistungen (supporting services)</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Primärproduktion ▪ Bodenbildung ▪ Habitate für Tier- und Pflanzenarten ▪ Erhaltung der genetischen Vielfalt 	<p>Kulturelle Dienstleistungen (cultural services)</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Erholung, geistige und körperliche Gesundheit ▪ Tourismus ▪ Ästhetik, Genuss, Anregung ▪ Spirituelle Erfüllung ▪ Bildung

In der Regel zeichnen sich artenreiche Ökosysteme durch eine hohe Produktivität und eine hohe Speicherkapazität von Kohlenstoffdioxid aus, jedoch können auch artenarme, natürliche Ökosysteme wichtige Versorgungsdienstleistungen bieten (Baur 2010), indem sie beispielsweise Rohstoffe für Arzneimittel durch die Beherrschung einer konkreten Organismenart bereitstellen. Generell wird der Erhalt möglichst unterschiedlicher, vielseitiger Ökosysteme angestrebt.

Im Bereich des Biomasseanbaus werden vor allem Landnutzungsänderungen für die Beeinträchtigung der Biodiversität verantwortlich gemacht. Denn jede Art von land- oder forstwirtschaftlicher Landnutzung ist auf bestimmte Aspekte der Biodiversität angewiesen und wirkt sich zugleich positiv oder negativ auf diese aus (DLG 2004). Dem UN-Bericht zum Zustand der globalen Biodiversität (GBO 3) zufolge ist die Landnutzungsänderung von natürlichen Habitaten zu landwirtschaftlich bewirtschafteten Flächen beziehungsweise die Intensivierung der Landwirtschaft eine wichtige Ursache für den globalen Biodiversitätsrückgang. Hinsichtlich verschiedener Landnutzungen lassen sich einige einfache Aussagen treffen: Natürliche Habitaten weisen häufig ein höheres Artenreichtum auf als landwirtschaftliche Landnutzungen – insbesondere wenn es sich um monokulturelle Anbauweisen unter Einsatz von Pestiziden handelt. Eine besonders hohe Artenzahl weisen Primärwälder auf, so dass eine Umwandlung in agrarwirtschaftlich genutzte Flächen mit hohen Biodiversitätsverlusten einhergeht (vgl. Fritsche et al. 2009).

Neben einer konkreten Landnutzungsänderung beeinflussen Anbauverfahren und äußere Faktoren wie klimatische Veränderungen und die Verfügbarkeit von sauberem Wasser die Biodiversität (IATP 2008; van Oorschot et al. 2010). Während Landnutzungsänderungen die Biodiversität auf lokaler Ebene beeinflussen, führen klimatische Änderungen teilweise zu globalen Auswirkungen (van Oorschot et al. 2010).

Für eine Integration von Biodiversität in LCA stellt sich die Frage, wie Biodiversität quantifiziert werden kann und welchen Wert biologische Vielfalt hat. Wichtige Dimensionen zur Beschreibung und Bewertung der Biodiversität sind insbesondere:

- die Struktur wie genetische Vielfalt, Artenvielfalt, Ökosystem-Vielfalt,
- Funktionen wie Ökosystemfunktionen und -dienstleistungen
- die Anpassungsfähigkeit (Resilienz¹³) gegenüber Klimaveränderungen etc. (Korn und Schliep, Stadler 2006).

Derzeit bestehende oder diskutierte Ansätze zur Quantifizierung von Biodiversität werden im folgenden Kapitel beschrieben.

4.3.1 Methoden zur Quantifizierung von Biodiversität

Um eine Berücksichtigung von Biodiversitätsänderungen in LCA zu ermöglichen, ist eine quantitative Erfassung von Biodiversität erforderlich. Biodiversität kann auf unterschiedlichen geografischen Skalen ermittelt werden. Dabei wird zwischen Alpha-, Beta-, Gamma-, Delta- und Epsilondiversität unterschieden, die wie folgt definiert werden:

- Die Alphadiversität (local biodiversity) beschreibt die Artenzahl pro Grundfläche (Artenreichtum).
- Die Betadiversität (diversity turnover) charakterisiert die Artenzahldifferenz zwischen verschiedenen Habitaten und beschreibt die durch Standortunterschiede bedingte Variabilität der Artenzusammensetzung.¹⁴
- Die Gammadiversität (regional diversity) charakterisiert die Gesamtvielfalt einer größeren geografischen Region, wie einer Landschaft, wobei die Artenzahlen durch die Alpha- und Betadiversitätswerte erfasst werden.
- Die Epsilondiversität bezieht sich auf die regionale Diversität bezogen auf Gebiete mit unterschiedlichen Landschaftstypen (Frey und Lösch 2004).

Als Biodiversitätsmerkmale der Alphadiversität werden häufig die *Artenvielfalt* (eng.: species diversity) oder der *Artenreichtum* (eng.: species richness) herangezogen. Beide Begriffe werden im deutschsprachigen Raum gleichermaßen zur Beschreibung von Biodiversität verwendet, ohne

¹³ Fähigkeit von Ökosystemen, Störungen zu tolerieren, ohne dass sich der Systemzustand ändert

¹⁴ Die Betadiversität ist hoch, wenn in (zwei) unterschiedlichen Habitaten die Artenzusammensetzung stark variiert und sie ist gering, wenn die Habitate weitgehend gleiche Arten aufweisen.

dass immer eine saubere Trennung der Bedeutungen erfolgt. In dieser Studie werden die folgenden Definitionen verwendet:

Unter *Artenreichtum* wird die Anzahl der Arten in einer definierten Region oder einer definierten Stichprobe verstanden. Die Messung der Artenzahl erfolgt in der Regel durch Kartierungen auf abgegrenzten Flächen (Glemitz et al. 2008), wobei die gezählten Arten in Artenlisten getrennt nach ausgewählten Gruppen wie Vögel oder Insekten aufgeführt werden (Streit 2007). Auf diese Weise können verschiedene Landnutzungen hinsichtlich ihres Artenreichtums verglichen werden. Da der Indikator Artenreichtum verhältnismäßig einfach zu quantifizieren ist, beschränken sich viele Methoden zur Beschreibung und Bewertung der Biodiversität auf diesen Indikator (s.u.).

Neben der Artenanzahl wird teilweise die Zahl der Individuen erfasst, da die relative Häufigkeit oder Dominanz einer Art bei der Bewertung von Biodiversität und ihrer Stabilität von Bedeutung ist. Wenn ein Verhältnis von Artenzahl und Individuenzahl angegeben wird, spricht man von *Artenvielfalt* (Spellerberg und Fedor 2003). Das gängigste und am häufigsten verwendete Maß ist der Shannon(-Wiener oder -Weaver) Diversitätsindex H_S , der sowohl den Artenreichtum wie auch die relative Häufigkeit der Arten einer Lebensgemeinschaft widerspiegelt (Spellerberg und Fedor 2003). Er wird berechnet, indem für jede Art der Anteil an Individuen bestimmt wird, den die Art zur Gesamtheit einer Probe beiträgt. Je höher der Shannon-Index ist, umso mehr Arten sind vorhanden, und umso gleichmäßiger sind die Individuen auf die Arten verteilt. Das heißt der Höchstwert ist dann erreicht, wenn die Wahrscheinlichkeit, ein Individuum einer bestimmten Art anzutreffen, für alle Arten des untersuchten Gebietes gleich groß ist (Frey und Lösch 2004). Ein Indikator, der auf ähnliche Weise die Gleichheit von Populationsgrößen (evenness, Gleichverteilung) erfasst, ist der im Jahr 1949 von Simpson entwickelte Simpson-Index (vgl. Geyer et al. 2010). Der Index drückt die Wahrscheinlichkeit aus, mit der in einer Probe zwei erfasste Individuen von allen zufällig ausgewählten Individuen der gleichen Art angehören.

Für die großflächige Einschätzung der Biodiversität werden Landschaftseigenschaften wie Klima, Relief, Hydrologie oder Bodenverhältnisse erfasst, anhand derer Indikatoren abgeleitet werden: Biotoptyp, Naturnähe von Biotoptypen, Landnutzungsart, Störungen. Für die Identifizierung unterschiedlicher Vegetationstypen können Fernerkundungsdaten verwendet werden¹⁵. Aus der Analyse von Landschafts- und Lebensraummustern lassen sich über Geografische Informationssysteme (GIS) qualitative Biodiversitätsindikatoren (Strukturindizes) gewinnen. Modellierungstechniken lassen unter Verwendung von Daten über Lebensraumbedürfnisse von Arten und abiotischer Faktoren die Ableitung potenzieller Verbreitungskarten der Artengruppen zu (Baur 2010).

Die verschiedenen Definitionen und Biodiversitätsindikatoren zeigen, dass bereits die Quantifizierung von Biodiversität mit Schwierigkeiten behaftet ist. Die Integration von Veränderungen der Biodiversität in LCA ist darüber hinaus schwierig, da Produkt-Ökobilanzen wie beschrieben in der Regel raumunabhängig sind, Veränderungen der Biodiversität jedoch einen Raumbezug aufweisen. Die Definition eines geeigneten Charakterisierungsmodells wird durch die allgemeine Schwierigkeit Biodiversität zu messen als auch durch die Schwierigkeit verschiedene Artenzusammensetzungen zu vergleichen und zu bewerten erschwert.

¹⁵ Beispiele für den Einsatz von Fernerkundungstechniken zur Erfassung der Biodiversität: BioAssess (biodiversity assessment tool; www.nbu.ac.uk/bioassess) und HABITALP (Biodiversität und Monitoring alpiner Lebensräume; www.habitallp.de) (Baur 2010).

Zur Integration von Biodiversitätsveränderungen in LCA sind allgemeine Daten notwendig, indem verschiedenen Landnutzungstypen beispielsweise ein bestimmtes Artenreichtum in Form einer Artenanzahl zugewiesen wird. Das „Handbook on Life Cycle Assessment“ schlägt vor, Biodiversitätsveränderungen in der Wirkungskategorie „Land Use“ zu erfassen, merkt jedoch an, dass zum Zeitpunkt der Veröffentlichung des Handbuchs, eine geeignete Methode fehlte (Guinée, Gorrée et al. 2002). Inzwischen sind verschiedene Ansätze vorhanden und werden stetig weiterentwickelt (z.B. Mattsson et al. 2000; Lindejer 2000a; Milà i Canals et al. 2007). Außerdem existieren alternative Vorschläge zur Integration von Biodiversitätsänderungen in LCA. In den folgenden Abschnitten werden verschiedene Ansätze zur Integration von Biodiversitätsveränderungen in LCA allgemein sowie in konkreter Anwendung zur Bewertung der Produktion von Biokraftstoffen vorgestellt.

4.3.2 Methoden zur Bewertung von Biodiversitätsveränderungen

In den vergangenen Jahren wurden einige Ansätze zur Integration von Biodiversitätseffekten in LCA entwickelt. Eine allgemein anerkannte Methode existiert derzeit nicht, verschiedene Ansätze befinden sich jedoch in der Diskussion. Häufig werden – auch allgemein bei der Untersuchung der Wirkungskategorie „Land Use“ – die zwei Phasen Okkupation und Transformation unterschieden, um die zeitlichen Komponenten einer längeren Flächenbelegung bezüglich der Wirkungspfade (zum Beispiel Biodiversität) erfassen zu können (Urban, Haaren et al. 2008).

- Okkupation: Belegung der Fläche mit einer bestimmten Nutzung für einen bestimmten Zeitraum. Funktionelle Einheit für die Okkupation ist meist Fläche pro Zeitraum (ha/a).
- Transformation: In Abhängigkeit von der vorherigen Nutzung sind der Okkupation vorgeschaltete Veränderungen von Flächen wie beispielsweise eine Trockenlegung oder eine Rodung notwendig. Wenn die Fläche bereits die für die Nutzung entsprechende Qualität aufweist, ist keine Transformation notwendig. Funktionelle Einheit für die Transformation ist in der Regel die Fläche (ha) (Milà i Canals, Bauer et al. 2007).

Diese Begriffe werden in einigen der im Folgenden beschriebenen Methoden aufgegriffen. Tab. 4.9 gibt einen Überblick über einige derzeit diskutierte Methoden und die jeweils vorgeschlagenen Indikatoren. Als Indikatoren Frage kommen beispielsweise Artenzahlen, Individuenzahlen, Natürlichkeitsindikatoren oder die Vollständigkeit der Ökosystemfunktionen in Frage.

Tab. 4.9: Methoden zur Integration von Biodiversitätsveränderungen in LCA

	Indikator	Methodenprinzip
Allgemeine Methoden		
Lindejer (2000b)	Artenreichtum (begrenzt auf Gefäßpflanzen), freie Netto-Primärbiomasseproduktion	Kartierung einer konkreten Fläche, Bezug auf Referenzflächen
Köllner (2000)	Artenreichtum (begrenzt auf Gefäßpflanzen)	Kartierung einer konkreten Fläche, Bezug auf Referenzflächen

	Indikator	Methodenprinzip
Mila i Canals (2007)	<p>Prozentualer Anteil von Arten, die durch eine Landnutzungsänderung von einer definierten Fläche verdrängt werden</p> <p>Prozentualer Anteil der Arten, die durch die Landnutzungsänderung in toxischen Stress versetzt werden</p> <p>im Rahmen der Publikation diskutierte, mögliche Indikatoren:</p> <p>Prozentualer Anteil der gefährdeten Gefäßpflanzen in einer Region</p> <p>Anzahl der Arten der Roten Liste, Schlüsselarten einer Region</p>	Integration in die Wirkungskategorie Land Use, Bezug auf eine dynamische Referenzsituation
Jeanneret et al. (2008)	Artenreichtum (begrenzt auf Gefäßpflanzen, Vögel, Tagfalter, Heuschrecken)	Literatur- und expertenbasierte Inventarlisten für verschiedene Landnutzungen
Bentrup (2002)	Natürlichkeitsindikatoren	Hemerobiekonzept, Hemerobieklassen, Bezug auf 11 biogeografische Regionen und deren Natürlichkeitsindikatoren
Biokraftstoffspezifische Methoden		
Urban und von Haaren et al. (2007)	<p>Shannon(-Weaver)-Index</p> <p>Situationstypen, Habitateignung</p>	Verknüpfung von Daten zu Erträgen, Einsatz von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln mit räumlichen Daten mittels GIS, Berechnung von versch. Szenarien
Lindner et al. (2008)	Natürlichkeitsminderungspotentiale	Identifikation von Landnutzungsänderungen über potenzielle Erträge mittels GIS, Berechnung von versch. Szenarien
Geyer et al. (2010)	<p>Artenreichtum und Abundanz</p> <p>Artenvielfalt</p>	

Einer der ersten Ansätze zur Ermittlung und Bewertung von Biodiversitätsveränderungen in LCA wurde von Lindejer (2000b) veröffentlicht. Als Indikatoren wählte Lindejer (2000b) die Gefäßpflanzenartenanzahl und die freie Netto-Primärbiomasseproduktion. Die Anzahl der Gefäßpflanzenarten wird häufig als ein Vertreter für die allgemeine Artenzahl herangezogen, da die Datenlage in diesem Bereich auf globaler Ebene als hinreichend bewertet wird und Unterschiede in der Dichte der

Gefäßpflanzenarten von der Art der Landnutzung und der Größe der genutzten Fläche abhängig sind (Guinée und van Oers 2006).

Die Berechnung der Biodiversität basiert bei Lindejer (2000b) auf einer untersuchten (kartierten) Fläche, wobei die Anzahl an Arten und die Größe der Fläche zur Normierung auf eine Referenzfläche mit einer festgesetzten Artenanzahl bezogen wird. Für die jeweiligen Landnutzungen wird aus der Artenanzahl der als Artenakkumulation bezeichnete Parameter α berechnet. Zur Ermittlung der Auswirkungen der Landnutzung auf die Biodiversität wird die sogenannte Hot-Spot-Theorie angewandt, die auf der Annahme basiert, dass das Verhältnis zwischen der Artenakkumulation α und der Landnutzungsfläche linear ist, das heißt die Wahrscheinlichkeit einen Hot spot der Biodiversität mit einer Landnutzung zu zerstören steigt linear mit der Größe der Landnutzungsfläche. Auf Basis der Fläche und des Parameters α werden Charakterisierungsfaktoren für die Transformation und Okkupation bestimmt. Für die Parameter Gefäßpflanzenartenanzahl und freie Netto-Primärbiomasseproduktion wurden bereits auf globaler Ebene Referenzdaten erfasst und in Form von Karten dargestellt. Zusätzlich wurden diese Parameter für einige spezifische Landnutzungsformen geschätzt und als default-Werte sowohl für die Transformation als auch für die Okkupation gesetzt. Diese Nutzungsformen bleiben jedoch auf einer sehr groben Ebene wie zum Beispiel Bau- und Bergbau im südamerikanischen tropischen Regenwald oder Mülldeponien in Europa, so dass spezifische Situationen nicht hinreichend bewertet werden können. Ein weiterer Kritikpunkt an der Methode ist die Begrenzung auf die Gefäßpflanzenartenanzahl als Indikator für die Artenanzahl, so dass zum Beispiel die Seltenheit bestimmter Arten nicht berücksichtigt wird.

In einer von Köllner (2000) veröffentlichten Methode wird auf die CORINE Typologie zurückgegriffen, die auf Basis von Satellitendaten alle großen Landnutzungstypen aufzeigt. Ebenso wie Lindejer (2000b) verwendet Köllner (2000) die Artenanzahl der Gefäßpflanzen als Indikator für die allgemeine Artenanzahl, die Methode ähnelt in der Vorgehensweise der von Lindejer (2000b). Als Referenz zieht Köllner (2000) in der Veröffentlichung die Situation in der Schweiz im Jahr 1850 heran. Neben Charakterisierungsfaktoren für die Phasen Transformation und Okkupation auf der jeweiligen Fläche berücksichtigt Köllner (2000) einen weiteren Charakterisierungsfaktor für regionale Auswirkungen der Landnutzung in angrenzenden Gebieten. Hierbei unterscheidet Köllner (2000) hoch intensive und niedrig intensive Landnutzungen in einer Region, wobei er davon ausgeht, dass alle Arten, die in hoch intensiven Landnutzungen vorkommen auch in niedrig intensiven Landnutzungen existieren, nicht jedoch andersherum. Daher ist die Gesamtartenzahl eines regionalen Pools eine Funktion des Anteils der niedrig intensiv genutzten Flächen. Bis Ende des Jahres 2006 wurden für 53 Landnutzungstypen und sechs Intensitätsklassen Charakterisierungsfaktoren bestimmt (Köllner und Scholz 2008).

Mila i Canals et al. (2007) integrieren die Auswirkungen einer spezifischen Landnutzung auf verschiedene Wirkungspfade in der Kategorie „Land use“ zu einer Gesamtbewertung der Landqualität und berücksichtigen ebenfalls die Phasen Okkupation und Transformation. Eine spezifische Landnutzung kann dabei beispielsweise negativ für die Biodiversität aber positiv für die Bodenqualität sein. Ziel ist es, die Qualität des genutzten Landes vor, während und nach der Landnutzung zu quantifizieren und damit vergleichbar zu einer Referenzsituation zu machen. Als Referenzsituation empfehlen Mila i Canals et al. (2007) eine dynamische Referenzsituation, die abhängig vom Zweck der Ökobilanzierung eine natürliche Erholung oder eine Alternativnutzung sein kann. Die Wirkung der Landnutzungsänderung ergibt sich aus der Differenz der Landqualität der untersuchten Landnutzung und der gewählten Referenznutzung auf derselben Fläche. Entscheidend für die Wirkung der Landnutzung sind demnach drei Dimensionen, die Zeit (Δt), die Fläche (A) und die Landqualität (ΔQ) (s. Abb. 4.5).

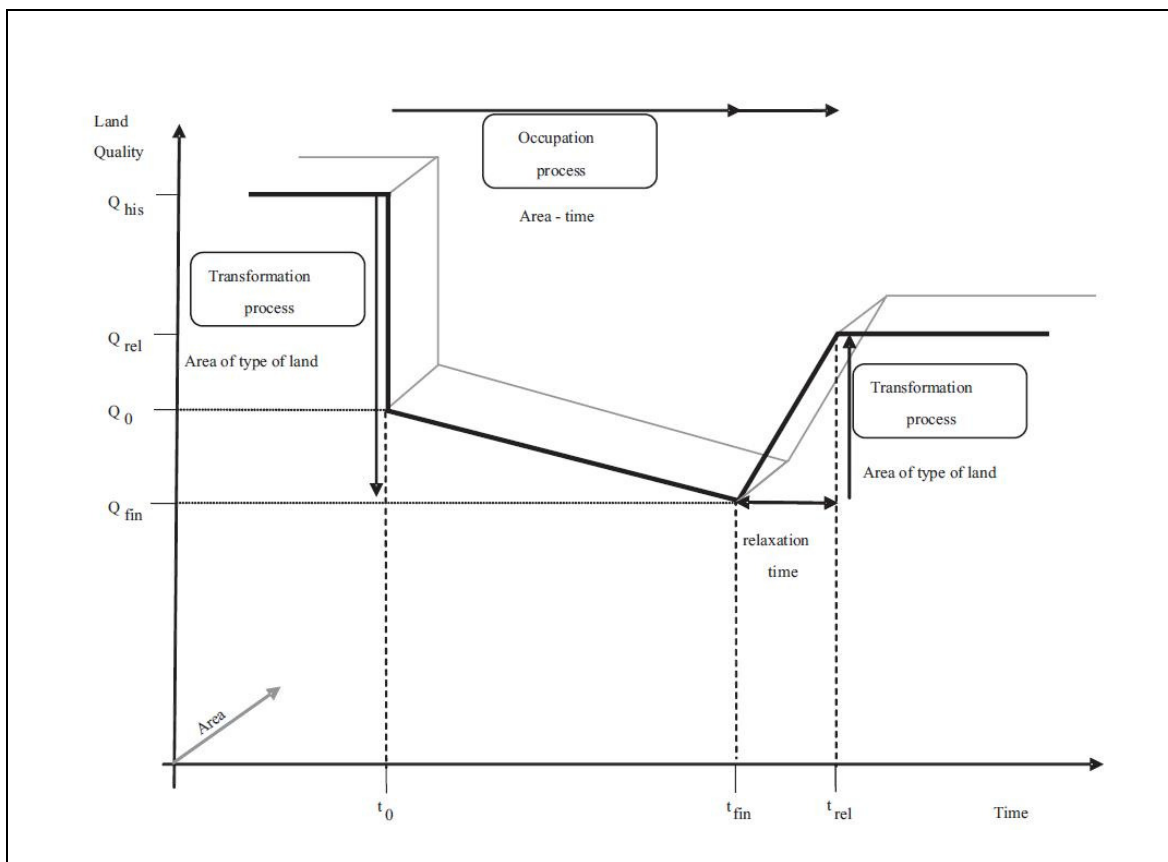


Abb. 4.5: Änderungen der Landqualität durch Okkupation und Transformation

In Zeit vor t_0 hat die Landqualität den historischen Wert Q_{hist} , bis t_0 findet die Transformation statt und die Landqualität verändert sich zu Q_0 ; von t_0 bis t_{fin} findet die Okkupation statt und die Landqualität verändert sich zu Q_{fin} ; hier endet die Nutzung: im Zeitbereich t_{fin} bis t_{rel} erfolgt eine natürliche Erholungsphase ohne menschliche Einwirkung, während der sich die Landqualität von Q_{fin} zu Q_{rel} verbessert; nach Zeitpunkt t_{rel} wird neue stabile Landqualität angenommen, die sich von der Ausgangsqualität unterscheidet (Mila i Canals et al. 2007, 9).

Zur Beschreibung der Landqualität schlagen Mila i Canals et al. (2007) die drei Wirkungspfade Biodiversität, Biomasseproduktion und ökologische Bodenqualität vor, die jeweils mit verschiedenen Indikatoren unterlegt werden können. Hinsichtlich der Biodiversität kommen den Autoren zufolge die folgenden Indikatoren in Frage:

- PDF (potentially disappeared fraction of species): Prozentualer Anteil der Arten, die von einer definierten Fläche verdrängt werden.
- PAF (potentially affected fraction of species): Prozentualer Anteil der Arten, die durch die Landnutzungsänderung in toxischen Stress versetzt werden.

Diese beiden Indikatoren werden derzeit in der Wirkungskategorie Ökotoxizität eingesetzt, so dass bereits Erhebungsmethoden existieren (Jolliet et al. 2004 zitiert in Mila i Canals et al. 2007). Wichtige Aspekte zur Bewertung der Biodiversitätsveränderungen wie die Seltenheit bestimmter Arten werden durch diese Indikatoren jedoch nicht berücksichtigt. Daher schlagen die Autoren basierend auf anderen Studien weitere mögliche Indikatoren vor:

- Prozentualer Anteil der gefährdeten Gefäßpflanzen in einer Region (Müller-Wenk 1998 zitiert in Mila i Canals et al. 2007)
- Anzahl der Arten der Rote-Liste, Schlüsselarten in einer Region (Kylakörpi et al. 2005 zitiert in Mila i Canals et al. 2007)
- Globale Artenvielfalt: Einflüsse landwirtschaftlicher Tätigkeiten auf 11 Indikatorarten (Jeanneret et al. 2006 zitiert in Mila i Canals et al. 2007)

Welche dieser Indikatoren verwendet werden soll, ist derzeit noch nicht geklärt. Mila i Canals et al. (2007) schlagen außerdem vor, die Ergebnisse der Wirkungspfade mit anderen Kategorien wie Ressourcenverbrauch oder Treibhauseffekt zu verknüpfen. Letzteres betrifft vor allem den Wirkungspfad ökologische Bodenqualität, da durch Änderungen der Kohlenstoffgehalte klimarelevante Gase freigesetzt oder gebunden werden können.

Ein alternatives Vorgehen schlagen Jeanneret et al. (2008) vor. Mit dem sogenannten SALCA-Verfahren (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment Method) kann eine Wirkungsabschätzung von landwirtschaftlichen Aktivitäten auf die Biodiversität als eigene Wirkungskategorie erfolgen. Dieses Verfahren konzentriert sich in der Anwendung auf die Schweiz, basiert ebenfalls auf der Artenanzahl der Gefäßpflanzen (vgl. Lindejer 2000b), bezieht jedoch weitere Artengruppen wie Vögel, Tagfalter und Heuschrecken ein. Außerdem wird die Anzahl an Arten mit hohen ökologischen Anforderungen und von großem Wert (Rote-Liste Arten) berücksichtigt. In der Methode wird der Einfluss von Bewirtschaftungstechniken und Managementsystemen auf die Biodiversität beziehungsweise auf die gewählten Indikatorgruppen ermittelt.

Eine weitere Herangehensweise zur Bewertung von Biodiversitätsveränderungen wurde von Bentrup (2002) basierend auf dem Hemerobiekonzept von Jalas (1955, zitiert in Bentrup (2002)) entwickelt. Hemerobie bezeichnet die Natürlichkeit eines Systems. Das Konzept setzt voraus, dass es durch eine anthropogene Landnutzung zu einem Verlust an Natürlichkeit kommt, zum Beispiel zum Rückgang wildlebender Arten. Dabei entscheidet die Art und Intensität der Landnutzung über die Fähigkeit eines Ökosystems ein bestimmtes Level an Natürlichkeit zu halten. Der Grad der menschlichen Aktivitäten, der das Ökosystem davon abhält sich hin zu einer natürlichen Situation zu entwickeln, wird in Form von elf Hemerobieklassen ausgedrückt. Der natürliche Endpunkt ist dabei die Referenzsituation, mit der jede andere Situation verglichen wird. Die Hemerobieklassen sind mit sogenannten Natürlichkeitsminderungspotentialen (NDP) versehen und beinhalten jeweils bestimmte Landnutzungen. Über die Fläche der Landnutzung und den jeweiligen NDP-Wert kann ein Natürlichkeitsindikator (NDI) berechnet werden.

4.3.3 Spezifische Methoden für die Bilanzierung von Biokraftstoffen

Urban et al. (2008) beschreiben ein methodisches Konzept zur Integration von Biodiversitätsaspekten in LCA, das sie am Beispiel Biokraftstoffe (speziell Ethanol aus Weizen) erläutern. Ziel der Methodenentwicklung ist es, die für „die Beurteilung der biologischen Vielfalt erforderlichen räumlichen Bezüge in die produktbezogenen Ökobilanzen, die üblicherweise ohne Flächenbezug vorgehen, einzubringen“ (Urban et al. 2008). Angedachte Anwendungsbereiche für diesen Ansatz sind beispielsweise Entscheidungen über die Förderwürdigkeit von Biokraftstoffen, über Mengenziele für den Anteil der Biokraftstoffe am Gesamtenergieverbrauch oder auch für die Zertifizierung von Biokraftstoffen (Urban et al. 2008).

Urban et al. (2008) wählen zunächst eine gängige Energiepflanzenkultur, zum Beispiel Weizen, aus. Im Folgenden werden Modellkulturen wie Grünland und verschiedene Hauptackerfrüchte definiert, zu denen auf Landkreisebene die jeweiligen Flächenanteile sowie Daten zu Erträgen, Einsatz von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln vorliegen. Diese Daten werden über GIS mit räumlichen Daten verknüpft. Über die Annahme, dass ein bestimmter Biokraftstoff-Zielwert nur mit diesem einen Kraftstoff gedeckt werden kann, können die benötigten Flächen für ganz Deutschland berechnet werden. Über zwei Szenarien werden diese Flächen unterschiedlich verteilt: Zum einen erfolgt die Verteilung gleichmäßig auf allen ackerbaulich nutzbaren Flächen ohne Berücksichtigung besonders wertvoller Flächen, zum anderen werden Naturschutzaspekte wie die Vermeidung von Grünlandumbruch berücksichtigt („Räumlich optimiert“). Die Ergebnisse werden mit einem Szenario ohne Biokraftstoffproduktion verglichen (Urban et al. 2008).

Um die Wirkung des Energiepflanzenanbaus auf die Biodiversität festzustellen, wird ein Indikatoren-system eingeführt, wobei der ermittelte Flächennutzungsumfang prinzipiell auf drei Ebenen Auswirkungen zeigen kann: auf der Landschaftsebene, in der direkten Umgebung der Nutzfläche und auf der Nutzfläche selbst (Urban et al. 2008).

Um das Ausmaß der Veränderungen auf Landschaftsebene zu ermitteln, wird ein Indikator benötigt, der die Veränderungen des Anteils und der Verteilung verschiedener Nutzungstypen abbilden kann. Urban et al. (2008) ziehen hierfür einen Shannon(-Weaver)-Index in Betracht, der hier das Anbauverhältnis verschiedener landwirtschaftlicher Kulturarten beschreibt. Der Bewertungsmaßstab ist dabei die Vielfalt im landwirtschaftlichen Anbau, das heißt eine hohe Anzahl verschiedener landwirtschaftlicher Nutzungen führt zu einer positiven und eine Homogenisierung zu einer negativen Bewertung (Urban et al. 2008). Für die Ermittlung der Wirkung auf den Nutzflächen sollen „Situationstypen“ erzeugt werden, die gekennzeichnet sind durch die Kombination von Fruchtart, naturräumliche Situation und Bewirtschaftungsintensität. Ziel ist es, abzuschätzen, ob sich eine landwirtschaftliche Nutzung in einer gegebenen Situation mit gegebener Biodiversität eignet. Als möglicher Bewertungsmaßstab kann die Habitateignung der Flächennutzungen herangezogen werden. Für Deutschland existieren Wertziffern für unterschiedliche Biotoptypen (Urban et al. 2008).

Die Integration der Indikatoren in die Wirkungsabschätzung soll über die funktionelle Einheit Hektarerträge pro Jahr erfolgen, dann geschieht die Umrechnung auf die funktionelle Einheit (Transportleistung in Personenkm/ha/a) (Urban et al. 2008). Ein Einsatz der Methode von Urban und van Haaren (2008) für die globale Biokraftstoffproduktion ist nicht absehbar, da Konzeptentwicklung und -erprobung bislang ausschließlich auf Deutschland bezogen erfolgen.

Eine weitere Arbeitsgruppe forscht derzeit an der Universität Stuttgart und der University of California an einer Verknüpfung von GIS und LCA (mit dem Tool GaBi) zur Untersuchung der Wirkungen der Biokraftstoffproduktion auf die Biodiversität. Auf den Grundlagen von Mila i Canals et al. (2007) (s. Abb. 4.5) integrieren Lindner et al. (2008) die Umweltwirkungen über die Ereignisse Transformation und Okkupation. Die Methode wird in einer Veröffentlichung von Geyer et al. (2010) näher beschrieben.

Zur Ermittlung der Wirkungen werden verschiedene Szenarien, charakterisiert durch ein gestiegenes Produktionsziel und verschiedene Anbaupflanzen, angenommen. Mittels GIS werden basierend auf dem potenziellen Ertrag Parzellen ermittelt, in denen die Landnutzung voraussichtlich verändert werden würde. Die Flächen der Parzellen, die jeweils dem gleichen Habitattyp zuzuordnen sind, werden aufsummiert. Bei der Wahl des Indikators für die Landnutzung greifen die Autoren auf den von Bentrup et al. (2002) entwickelten Hemerobieansatz (vgl. Kapitel 4.3.2) zurück, indem sie die NDP als Charakterisierungsfaktoren vorschlagen. Als mögliche spezifische Indikatoren für die Biodiversität kommen laut Geyer et al. (2010) nur solche Konzepte in Frage, die die Beziehung

zwischen Habitattyp und den in den Habitaten vorkommenden Arten berücksichtigen. Hierzu schlagen sie in Anlehnung an Köllner und Scholz (2008) die Artenzahl vor und entwickeln darüber hinaus einen eigenen Ansatz auf Basis einer Habitat-Eignungsmatrix. Dabei nehmen die Autoren 29 Landbedeckungs- (oder Habitat-)typen und 443 Arten an, die typisch für ihr Untersuchungsgebiet Kalifornien sind. Demnach besteht die Matrix aus 443 Reihen und 29 Spalten. Die einfachste Methode diese Matrix zu nutzen, ist es, die Anzahl der Arten zu erfassen, für die ein bestimmter Habitattyp als Lebensraum geeignet ist, das heißt die Summe einer Reihe zu berechnen. Die Summe aller Spalten und Reihen im jeweiligen Szenario wird mit dem Referenzwert der typischerweise in einer Region vorkommenden Arten – in diesem Fall 443 – normiert, woraus sich der Charakterisierungsfaktor ergibt. Geyer et al. (2010) leiten darüber hinaus Charakterisierungsfaktoren zur Beschreibung der Gleichheit von Populationsgrößen ab, indem sie den Simpson-Index heranziehen. Bislang ist mit dieser Methode nur die Wirkungsabschätzung durch eine Landnutzungsänderung als Endpunkt beziehungsweise als endgültige Okkupation möglich. Zukünftig soll es jedoch auch möglich sein, die Wirkung zeitlich begrenzter Okkupation auf die Biodiversität zu ermitteln (Geyer et al. 2010).

4.3.4 Ergebnisse regionalspezifischer Studien zu Biokraftstoffen

Das Institute for Agriculture and Trade Policy (IATP) hat Fallstudien zur Auswirkung der Biokraftstoffproduktion auf die Biodiversität in Indonesien, Malaysia, Brasilien und den USA durchgeführt. In Brasilien finden sich sechs einzigartige, wichtige Ökoregionen: Atlantischer Regenwald, Cerrado, Amazonas-Regenwald, Pantanal, Caatinga und Pampa. Über 55.000 höhere Pflanzenarten und fast 400 Säugetierarten sowie jeweils über 600 Brutvögel-, Reptilienarten- und Amphibienarten und 470 Fischarten wurden bislang in Brasilien erfasst. In Brasilien stellt die Entwaldung eine große Gefährdung der Biodiversität dar. Denn der Atlantische Regenwald (Mata Atlantica) zählt zu den Top-Five der Biodiversitäts-Hotspots der Erde. In der Vergangenheit bedeckte er eine Fläche von über einer halben Million Quadratmeilen, heute sind noch sieben Prozent davon erhalten, wobei der Großteil stark fragmentiert ist. Die Region des ehemaligen Atlantischen Regenwaldes beherbergt heute über 60 Prozent der Zuckerrohranbaugebiete des Landes und 85 Prozent der Rohstoffe für die Ethanolproduktion werden dort angebaut. Das Cerrado-Biom ist das zweitgrößte brasilianische Biom nach dem Amazonas und wies ursprünglich eine sehr hohe Biodiversität auf. Es wurden über 10.000 Pflanzenarten identifiziert, wovon 4.400 endemisch sind, sowie rund 2.000 Tierarten. Im Cerrado liegt eine der Hauptanbauregionen für Sojabohnen zur Biokraftstoffproduktion, was zu einem starken Rückgang des Cerrado geführt hat. Insgesamt wurden fast 60 Prozent der natürlichen Cerrado-Vegetation bereits zerstört. Das westlich angrenzende Pantanal stellt das weltgrößte Süßwasserökosystem dar. Dieses ist insbesondere durch Stoffeinträge von dem expandierenden Zuckerrohranbau auf benachbarten Flächen bedroht (vgl. IATP 2008; Stromberg 2010).

In Afrika befinden sich ebenfalls wichtige Biodiversitäts-Hotspots. Mozambique ist über einen Großteil der Küstenlänge von ostafrikanischen Küstenwäldern begrenzt. Die ursprüngliche Ausdehnung der Wälder hat sich bereits um den Faktor zehn von rund 290.000 m² auf 29.000 m² verringert. Inwieweit die Biokraftstoffproduktion hierfür mit verantwortlich ist, ist zu prüfen. In vielen afrikanischen Ländern ist die Expansion landwirtschaftlicher Flächen auf den Nahrungsmittelanbau und Brennholzbedarf zurückzuführen. Malawi beherbergt in den nordwestlichen Landesregionen Teile der sogenannten Eastern Afromontane, einem Biodiversitätshot-Spot, der sich über mehrere ostafrikanische Länder erstreckt. Die Afromontane sind vor allem durch die Ausweitung der Landwirtschaft gefährdet, ihre Fläche ist ebenfalls bereits um den Faktor zehn zurückgegangen. Der Zuckerrohranbau in Malawi befindet sich nicht in diesen Regionen, so dass allenfalls iLUC zum

Rückgang der Afromontane beigetragen haben. Das African Biodiversity Network (ABN) konstatiert für mehrere afrikanische Länder negative Auswirkungen des Biokraftstoffanbaus auf die Biodiversität. Aufgrund des zunehmenden politischen und ökonomischen Drucks, den Biomasseanbau auszuweiten, bedürften diese besonderer Beachtung, denn Biodiversität sei unter anderem für die Anpassung an den Klimawandel von entscheidender Bedeutung (ABN 2007).

Doch nicht nur tropische Regionen haben einen hohen Biodiversitäts-Wert. In gemäßigten Zonen ist ein Schutz der Biodiversität für intakte Ökosystemfunktionen ebenfalls unerlässlich. Biemans et al. (2008) untersuchten den Einfluss der Produktion verschiedener Biokraftstoffe auf die Biodiversität in Europa anhand dreier Fallstudien: Biokraftstoffe aus Holzchips in den Niederlanden, Biokraftstoffe aus Rohrglanzgras in Finnland sowie Kraftstoffe aus Schilf in Polen. Schwerpunkt der Untersuchung waren Biokraftstoffe der zweiten Generation. Biemans et al. (2008) betonen die positiven oder negativen Auswirkungen verschiedener Bewirtschaftungsmethoden. Durch das Beseitigen von Ernterückständen werden beispielsweise Bodenbildungsprozesse verlangsamt, was sich positiv auf die Erhaltung der Biodiversität auswirkt. Allerdings wird dadurch die natürliche Bodendüngung vermindert, zusätzlicher Düngemiteleintrag ist erforderlich, was sich wiederum negativ auf umliegende Ökosysteme auswirkt. Biemans et al. (2008) weisen auf die Notwendigkeit umfassender Kartierungen hin, um eine Grundlage für die Bewertung und Ausweisung von bedeutenden und schützenswerten Ökosystemen und Regionen zu erhalten (Biemans et al. 2008).

4.3.5 Status Quo und Möglichkeiten der Regulierung

Auf der 9. Vertragsstaatenkonferenz der CBD (COP9) im Mai 2008 in Bonn wurden erstmals der Einfluss der sich ausweitenden Biokraftstoffproduktion auf die biologische Diversität diskutiert, sowohl negative wie positive Einflüsse des Biokraftstoffanbaus auf die Biodiversität thematisiert sowie eine Empfehlung zum Schutz der Biodiversität verabschiedet (Decision IX/2). Darin wird auf die komplexen Wechselwirkungen zwischen Biokraftstoffanbau und Biodiversität hingewiesen. Die Vertragsstaaten einigten sich darauf, dass die Biokraftstoffproduktion nachhaltig hinsichtlich der Biodiversität erfolgen soll. Um die positiven Effekte des Biokraftstoffanbaus auf die Biodiversität zu stärken und Risiken zu minimieren, sollten die Vertragsstaaten bis zur nächsten Vertragsstaatenkonferenz Informationen über die Auswirkungen des Biomasseanbaus akquirieren und aufbereiten. Die Bewertung des Biokraftstoffanbaus solle – ungeachtet dessen, dass eine standardisierte Methode derzeit noch nicht existiert – bezogen auf den gesamten Lebenszyklus erfolgen (UNEP/CBD/COP/DEC 2008).

Auf der 14. UNEP-Jahrestagung im Mai 2010 in Nairobi wurde ein Thesenpapier zu den Einflüssen der Produktion und Nutzung von Biokraftstoffen auf die Biodiversität verfasst (UNEP/CBD/COP 2010). Basierend darauf wurde auf der CBD-Konferenz vom 18. bis 29. Oktober 2010 in Nagoya, Japan (COP10) ein Beschlussdokument zu Biokraftstoffen verabschiedet. Darin wurde – vor allem auf Druck der EU hin – nochmals betont, dass die negativen Einflüsse der Biokraftstoffproduktion und -nutzung auf die Biodiversität zu minimieren seien, vor allem durch den Einbezug der direkten und indirekten Effekte in ihrem gesamten Lebensweg. Dazu seien entsprechende Bestandsaufnahmen erforderlich, um Regionen mit hohem Biodiversitätswert und Ökosysteme zu identifizieren, die für die Biokraftstoffproduktion nicht geeignet sind. Auf Basis dieser Inventarisierung soll zugleich die Identifizierung von für die Produktion von Biokraftstoffen besonders geeigneten Flächen möglich sein. Entsprechende Politikinstrumente sollen entwickelt und implementiert werden (UNEP/CBD/SBSTTA 2010).

Die Europäische Kommission widmet dem Erhalt der Biodiversität auch in den eigenen Richtlinien bereits einige Aufmerksamkeit. In der EE-RL (2009/28/EG) und sowie der Richtlinie über die Kraftstoffqualität (2009/30/EG) ist ein Ausschluss von Biokraftstoffen aus der Förderung vorgesehen,

deren Produktion zu erheblichen Biodiversitätsverlusten führt. In Artikel 7b (2009/28/EG) ist geregelt, dass Biokraftstoffe nicht aus Rohstoffen hergestellt werden dürfen, „die auf Flächen mit hohem Wert hinsichtlich der biologischen Vielfalt gewonnen werden“. Hierunter werden solche Flächen verstanden, die nach dem 1. Januar 2008 Schutzstatus¹⁶ hatten oder Primärwald waren, unabhängig davon, ob die Flächen noch diesen Status haben. Zusätzlich sollen Gebiete, in denen forstliche Produkte außer Holz gesammelt werden, als Anbauflächen ausgeschlossen werden, sofern die menschliche Einwirkung gering ist (2009/30/EG, Vorbemerkungen Absatz 11). Bestimmte Arten von Grünland wie Savannen, Steppen, Buschland und Prärien mit großer biologischer Vielfalt sollen als Anbauflächen ebenfalls ausgeschlossen werden. Die Kommission soll hierzu Kriterien und geografische Gebiete festlegen, „um im Einklang mit den besten verfügbaren wissenschaftlichen Erkenntnissen und einschlägigen internationalen Standards zu definieren, was unter Grünland mit hoher biologischer Vielfalt zu verstehen ist“ (2009/30/EG, Vorbemerkungen Absatz 11).

Da iLUC (s. Kapitel 4.1) sich nicht nur auf die THG-Bilanz von Biokraftstoffen auswirken, sondern auch einen Einfluss auf den Umfang von Biodiversitätsverlusten zeigen (z.B. Greenpeace 2010), greifen die bisherigen Regelungen der EE-RL zu kurz, da sie Biodiversitätsverluste in Folge von iLUC nicht vermeiden. Zur Minderung dieser Verluste müssten die Regelungen auf die gesamte landwirtschaftliche Produktion übertragen oder Wege zur Minimierung von iLUC gefunden werden.

REDcert und ISCC orientieren sich hinsichtlich des Biodiversitätserhalts stark an der EE-RL. Bewaldete Flächen sind demnach als Anbauflächen für die Biokraftstoffproduktion ausgeschlossen, für Naturschutzzwecke ausgewiesene Flächen¹⁷ werden geschützt, indem ein Anbau nur dann zulässig ist, wenn Anbau und Ernte den Schutzzwecken nicht zuwiderläuft (ISCC 2010). Über die Angabe der geografischen Koordinaten kann festgestellt werden, ob sich die Anbauflächen in Schutzgebieten befinden. In diesem Fall muss nachgewiesen werden, dass der Biomasseanbau die Biodiversität dieser Gebiete nicht gefährdet, ansonsten ist ein Anbau ausgeschlossen (ISCC 2009). Ein Anbau auf Grünland mit großer biologischer Vielfalt – hierzu enthält die Guideline des ISCC eine Definition – ist nicht gestattet (ISCC 2010). Weiterführende Kriterien enthält der RSB: Neben dem Ausschluss von Schutzgebieten, werden Produzenten angewiesen zunächst sogenannte „Conservation Values“¹⁸ zu erheben. Kann eine negative Auswirkung nicht ausgeschlossen werden, so soll ein spezielles Conservation Impact Assessment erfolgen. Grundsätzlich soll die Biokraftstoffinvestition auf der Fläche umgesetzt werden, die das geringst mögliche Risiko für die identifizierten Ausprägungen aufweist. Darüber hinaus sollen Pufferzonen sowie ökologische Korridore geschützt und geschaffen werden (RSB 2010b).

In dem weltweiten Netz von Nationalparks, Biosphärenreservaten sowie dem EU-weit existierenden NATURA-2000-Netzwerk erkennt der BUND zwar eine gute Basis zum Schutz der Biodiversität. Allerdings kritisiert die Nichtregierungsorganisation, dass die geschützten Gebiete für den Artenschutz nicht ausreichen (BUND 2010).

¹⁶ Dies sind gesetzlich oder durch Behörden anerkannte Naturschutzgebiete oder Flächen, die eine wesentliche Konzentration von bedrohten oder gefährdeten Arten oder Ökosystemen enthalten. Diese müssen durch internationale Abkommen anerkannt oder in Roten Listen zwischenstaatlicher Organisationen oder der International Union for the Conservation of Nature geführt sein.

¹⁷ In Deutschland sind dies die nach Bundesund Landesrecht gesetzlich geschützten Biotope sowie Natura 2000-Gebiete, Naturschutzgebiete, Nationalparke, Nationale Naturmonumente, Biosphärenreservate, Landschaftsschutzgebiete, Naturparke, Naturdenkmäler sowie geschützte Landschaftsbestandteile im Sinne des Bundesnaturschutzgesetzes vom 29. Juli 2009 (BGBl. I, S. 2542).

¹⁸ Dies können kulturelle oder aus naturschutzgründen erhaltenswerte Ausprägungen sein.

Um der Nachhaltigkeit beim Anbau von Pflanzen zur Biokraftstoffproduktion Priorität einzuräumen und eine solche Landwirtschaft wettbewerbsfähig zu gestalten, bedarf es dem IATP zufolge gegebenenfalls ökonomischer Anreize (IATP 2008). Hampicke (2009) schlägt eine Möglichkeit vor, Landwirte über Ausgleichszahlungen zum Erhalt von Biodiversität durch beispielsweise den Einsatz naturverträglicher Mähtechniken zu motivieren. Im Rahmen eines Fachgutachtens wurde auf Basis betriebswirtschaftlicher Vergleichsrechnungen die notwendige Höhe solcher jährlichen Ausgleichszahlungen pro Hektar für Deutschland ermittelt. Die Ausgleichsbeträge belaufen sich für verschiedene Maßnahmen auf Werte zwischen 300 Euro und 1.000 Euro pro Hektar und Jahr (Hampicke 2009).

5 Schlussfolgerungen

In der aktuellen wissenschaftlichen Diskussion um die Abschätzung von Umweltwirkungen durch die Biokraftstoffproduktion und -nutzung und deren Regulierung auf politischer Ebene sind vor allem vier Themen präsent: Dies sind erstens der Umgang mit Mehrproduktsystemen, das heißt die Berücksichtigung von Neben- beziehungsweise Koppelprodukten in der Ökobilanz, zweitens die Integration von iLUC in die THG-Bilanz, drittens die Bilanzierung und Bewertung des Wasserbedarfs und viertens die Bilanzierung und Bewertung von Biodiversitätsänderungen.

Die Forschungsschwerpunkte innerhalb dieser Problemfelder im Rahmen der LCA-Forschung sind sehr unterschiedlich. So sind die meisten Methoden zum Umgang mit *Koppelprodukten* hinreichend beschrieben. Dies sind die Systemraumerweiterung, die Substitution sowie die Allokation nach verschiedenen Kriterien. Ein neuerer Allokationsansatz, bei dem noch methodischer Entwicklungsbedarf besteht, versucht den ökonomischen Nutzen als Kriterium heranzuziehen, um den Wert eines Koppelproduktes adäquater zu berücksichtigen als nach den klassischen Allokationskriterien Masse, Marktpreis, Volumen oder Heizwert. Eine Anwendung für die Bilanzierung und Bewertung von Biokraftstoffen ist nicht bekannt. Da die EE-RL jedoch eine Vorgabe zum Einsatz der Allokationsmethode nach dem Heizwert enthält, werden die in der Ökobilanz-Norm priorisierte Systemraumerweiterung oder andere Allokationsmethoden auch in wissenschaftlichen Studien zur Ökobilanzierung von Biokraftstoffen seltener eingesetzt. Diese methodische Vorgabe ist zwar für die Vergleichbarkeit von Studien hilfreich und notwendig, jedoch insofern problematisch, dass die Verwendung verschiedener Methoden zu stark abweichenden Ergebnissen führt. Da es sich bei der Biokraftstoffproduktion um Mehrproduktsysteme handelt, bei denen Koppelprodukte nicht selbstverständlich energetisch sondern vielmehr häufig als Futtermittel genutzt werden, scheint die heizwertbasierte Allokation nicht zweifelsfrei in allen Fällen die am besten geeignete Methode zu sein. Relevant in diesem Zusammenhang ist zum Beispiel, dass die Bereitstellung von Futtermitteln als Koppelprodukte indirekte Effekte wie Landnutzungsänderungen – zum Beispiel den vermiedenen Anbau von Soja zur Futtermittelproduktion – nach sich ziehen kann, die durch eine derartige Allokation nicht hinreichend erfasst werden.

Demnach handelt sich bei dem Problemfeld der Mehrproduktsysteme weniger um eine methodische Herausforderung. Vielmehr sollten wissenschaftliche Vergleichsstudien angefertigt werden, in denen der Einfluss des Umgangs mit Koppelprodukten näher untersucht wird. Dies ist notwendig, um die Spannweite möglicher Ergebnisse aufzuzeigen, die auch in politischen Entscheidungen berücksichtigt werden sollte. Eine Standardisierung, wie sie die EE-RL vorgibt, ist aus Gründen der Vergleichbarkeit erforderlich, sollte jedoch nicht zum Ausschluss ebenfalls möglicher Ergebnisse durch die Verwendung anderer Methoden führen.

Anders verhält es sich hinsichtlich des Forschungsbedarfs zu *iLUC*. Dieses Thema ist erst seit etwa dem Jahr 2007 in der wissenschaftlichen Diskussion präsent, so dass die bislang entwickelten methodischen Ansätze noch wenig erprobt sind. Derzeit sind die Forschungsaktivitäten verhältnismäßig hoch, da die Europäische Kommission die Aufnahme eines sogenannten iLUC-Faktors in die THG-Bilanz bis Mitte des Jahres 2011 überprüfen soll.

Aktuell verfolgte Ansätze sind die ökonometrische, die deterministische sowie die regionale Modellierung. Bei *ökonomischen Modellen* wird davon ausgegangen, dass die Verdrängung landwirtschaftlicher Produktion zu einer Steigerung der Marktpreise der verdrängten Produkte führt und in der Folge aufgrund höherer erzielbarer Preise die Landwirte neue Flächen erschließen. Die Modellierung erfolgt demnach über veränderte Marktpreise und Handelsströme. Möglich ist eine Model-

lierung mit allgemeinen oder partiellen Gleichgewichtsmodellen, die gekoppelt mit biophysikalischen Modellen eine Berechnung von THG-Emissionen zulassen. Die Ergebnisse der existierenden Modelle weisen jedoch hohe Spannweiten auf. Beispielsweise liegen die Werte für iLUC in einem EU-Biodieselszenario zwischen 242 und 1928 kHa pro Mtoe Biokraftstoff. Verursacht werden die hohen Spannweiten durch die den Modellen zu Grunde gelegten Annahmen und Rechenläufe. Relevante Annahmen, die zu abweichenden Ergebnissen führen, betreffen unter anderem die Höhe der Ertragsteigerungen durch höhere erzielbare Preise, die Berücksichtigung von Koppelprodukten wie proteinreiche Futtermittel, die zu einer Abnahme der Flächenbedarfe führen, sowie den Umfang ungenutzter Flächen. Ein genereller Kritikpunkt ist, dass Marktverzerrungen und reale Transaktionskosten nicht hinreichend in die Berechnungen einfließen. Die Komplexität der Modelle ist außerdem einerseits sehr hoch, so dass kaum Nachvollziehbarkeit gegeben ist. Andererseits ist die Komplexität noch nicht ausreichend, um alle abhängigen Faktoren genügend einzubeziehen.

Eine andere Herangehensweise sind *deterministische Modelle* wie der iLUC-Faktor des Öko-Instituts. Hier wird davon ausgegangen, dass eine zusätzliche Biomasseproduktion per Definition eine zusätzliche Flächeninanspruchnahme nach sich zieht. Diese wird grob auf Basis der exportierten Agrarprodukte (Mais, Palmöl, Soja usw.) abgeschätzt und den spezifischen Ländern anteilig zurechnet. Aus den ober- und unterirdischen Kohlenstoffvorräten leiten die Autoren auf Basis der IPCC-Kohlenstoffgehalte die jeweilige Kohlenstofffreisetzung in Tonnen pro Hektar ab und berechnen ein theoretisches Emissionspotenzial von $13,5 \text{ t CO}_2/(\text{ha} \cdot \text{a})$. Da durch Effizienzsteigerungen in der landwirtschaftlichen Produktion sowie die Nutzung sogenannter degradiertes Flächen ein Teil der potenziell verdrängten Nahrungs- und Futtermittelproduktion aufgefangen wird, gehen die Autoren von 25 bis 75 Prozent des theoretischen Emissionspotenzials aus. Über die Hektarerträge und die Konversionsfaktoren werden Werte für verschiedene Kraftstoffe berechnet (iLUC-Faktoren). Die iLUC-Faktoren sind über die spezifischen Erträge an den Flächenbedarf der jeweiligen Bioenergieträger gekoppelt, so dass Systeme mit hohen Flächenenerträgen bevorzugt werden, auch wenn sie in direktem Zusammenhang mit problematischen Landnutzungsänderungen stehen. Kraftstoffe der ersten Generation schneiden durch den hohen Einfluss der Flächenenerträge deutlich schlechter ab als die der zweiten Generation. Eine Schwäche dieses Ansatzes ist das Außerachtlassen regionaler Effekte, dadurch dass ausschließlich exportierte Agrarprodukte berücksichtigt und demnach intranationale Handelsströme außer Acht gelassen werden.

Ein dritter Ansatz, die *regionale Modellierung*, versucht iLUC auf nationaler Ebene zu berechnen, da der intranationale Handel den Autoren zufolge quantitativ von größerer Bedeutung ist als der internationale Handel. Mit Hilfe dieser Methode könnten über länderspezifische iLUC-Faktoren Länder sanktioniert werden, die Landnutzungsänderungen zulassen. Voraussetzung für diese Methode sind regionale Daten in hoher Qualität. Erfahrungen mit der Anwendung dieser Methode liegen noch nicht vor.

Noch nicht geklärt ist die Höhe der THG-Emissionen, die durch iLUC verursacht werden. Bislang lässt sich in etwa die Größenordnung abschätzen, eine genauere Quantifizierung ist aufgrund der sehr komplexen Zusammenhänge fragwürdig. Weiterer Forschungsbedarf besteht in dem Problemfeld der Quantifizierung von iLUC vor allem hinsichtlich der in den Modellen getroffenen Annahmen. Relevante offene Forschungsthemen betreffen hier insbesondere die Bedeutung intranationaler Zusammenhänge beim Auftreten von iLUC, die in deterministischen Ansätzen bislang nicht berücksichtigt werden, und die Bedeutung landesspezifischer Bedingungen zum Beispiel soziale Landverteilungsfragen sowie pflanzenspezifischer Aspekte wie Anbaubedingungen, die das Auftreten von iLUC möglicherweise begünstigen. Daher ist es aus wissenschaftlicher Sicht interessant, die Studien zur Quantifizierung von iLUC im Rahmen von Fallstudien mit dem lokalen Geschehen abzugleichen. Ein weiterer offener Forschungsschwerpunkt betrifft den Umgang mit iLUC, die im Zusammenhang mit der Bereitstellung von fossilen Kraftstoffen auftreten, sowie mit anderen indi-

rekten Effekten. Denn auch andere preissteuernde Effekte wie Steuern oder Subventionen können Änderungen in der Landnutzung oder Nachfrage nach sich ziehen, was wiederum Auswirkungen auf die THG-Bilanz hätte. Beim Vergleich mit fossilen Kraftstoffen entsteht durch eine Integration von iLUC in die THG-Bilanz von Biokraftstoffen ein Ungleichgewicht, da bei der Bilanzierung von fossilen Kraftstoffen in der Regel nur direkte Effekte berücksichtigt werden.

Die Unsicherheit hinsichtlich Methodik und Ergebnis der iLUC-Quantifizierung ist insofern von Relevanz, dass die EU eine zeitnahe Entscheidung über den Umgang mit iLUC anstrebt, obwohl noch viele Fragen ungeklärt sind. Die aktuelle Situation bringt die EU in ein Dilemma: Handelt sie nicht, so werden weiterhin Biokraftstoffe produziert und negative Folgen durch iLUC sind mit hoher Wahrscheinlichkeit zu erwarten. Fällt eine Entscheidung für eine spezifische Form der Regulierung, so ist aufgrund hoher Unsicherheiten nicht auszuschließen, dass die Regulierung nicht die gewünschte Wirkung entfaltet. Eine Aufnahme von iLUC-Faktoren in entsprechende Richtlinien oder methodische Standardisierungen erscheint zum jetzigen Zeitpunkt aufgrund hoher Unsicherheiten verfrüht – kann zukünftig unter Berücksichtigung zusätzlicher Erkenntnisse jedoch eine sinnvolle Option darstellen. Eine Alternative zur Regulierung von iLUC über iLUC-Faktoren ist die Identifikation besonders risikoreicher Biokraftstoffe anhand von qualitativen Kriterien (zum Beispiel Erträge, Art der eingesetzten Biomasse, Anbauregion) und die Festlegung spezifischer Nachhaltigkeitsanforderungen zur Vermeidung von iLUC, wobei insbesondere bezüglich der geographischen Komponente ebenfalls hohe Unsicherheiten bestehen. Sinnvoll ist in jedem Fall eine Bevorzugung von Biokraftstoffen aus Reststoffen sowie solchen von bislang ungenutzten oder degradierten Flächen. Grundsätzlich werfen die Ergebnisse die Frage auf, ob der Ausbau der Biokraftstoffe in dem bislang angestrebten Ausmaß weitergeführt werden kann. Sie weisen außerdem darauf hin, dass alternativ oder zusätzlich deutlich stärkere Bemühungen als bisher für eine Beschränkung des gesamten Kraftstoffverbrauchs notwendig sind.

Wasser als lebenswichtige Ressource sollte global möglichst effizient eingesetzt werden, so dass wasserreiche Regionen eher wasserintensive Produkte exportieren, während wasserarme Regionen diese eher importieren. Ansätze zur Bilanzierung des *Wasserbedarfs* und zur Wirkungsabschätzung einer Wasserentnahme befinden sich noch in methodischer Entwicklung. Dass das Thema Integration des Wasserbedarfs in LCA erst seit etwa fünf Jahren in der wissenschaftlichen Diskussion eine relevante Rolle spielt, liegt möglicherweise daran, dass Ökobilanzen vorwiegend in Ländern ohne Wasserknappheit entwickelt und angewandt wurden. Die Biokraftstoffproduktion verlagert sich aus EU-Perspektive jedoch mehr ins Ausland und auch viele afrikanische Länder streben den Ausbau der Biokraftstoffproduktion an, so dass in einigen Ländern Beeinträchtigungen der Wasserverfügbarkeit zu befürchten sind. Eine Methode zur Bilanzierung des Wasserbedarfs ist der Water Footprint (WF), der regionale Aspekte in Form von regionalspezifischen Erträgen und Verdunstungsraten berücksichtigt. Erste Ergebnisse zu WF von Biomasse weisen darauf hin, dass sowohl die Anbauregion als auch die Pflanzenart einen hohen Einfluss auf die Höhe des WF haben. Neben räumlichen Aspekten spielt die zeitliche Komponente eine wichtige Rolle. Entzieht beispielsweise eine Pflanze gleichmäßig Wasser und stimmt dies mit der natürlichen Bereitstellung von Niederschlägen überein, so ist keine Verschärfung von regionaler Wasserknappheit zu befürchten. Der Anbau der gleichen Pflanze kann in einer anderen Region jedoch zu saisonalem Bewässerungsbedarf in Phasen knapper Wasserressourcen führen, wodurch diese weiter strapaziert würden. Saisonale Aspekte werden bei der Erstellung von WF in der Regel nicht berücksichtigt. Daher besteht weiterer Forschungsbedarf im Hinblick auf die Anwendung des WF-Konzepts auf die Biokraftstoffproduktion in konkreten Ländern. Eine Wirkungsabschätzung unter Berücksichtigung regionaler Wasserverfügbarkeit ist durch den WF noch nicht möglich. Dies ist jedoch eine wichtige Voraussetzung, um Wasser global effizient einzusetzen und ökologische sowie gesundheitliche negative Auswirkungen zu vermeiden. Zur Entwicklung einer Methode gibt es erste Konzepte, die

allerdings noch nicht alle Aspekte des Wasserbedarfs integrieren. Relevant bei der Wirkungsabschätzung ist auch der Vergleich des Wasserbedarfs der Agrarpflanzen zu dem der natürlichen oder vorherigen Vegetation, was ebenfalls bislang wenig berücksichtigt wird.

Bislang wird das Thema Wasserverfügbarkeit und Wasserqualität auf EU-Ebene hauptsächlich über die Wasserrahmenrichtlinie geregelt, die die Biokraftstoffproduktion jedoch nicht explizit einbezieht. Im Rahmen der EE-RL wird das Thema Regulierung des Wasserbedarfs der Biokraftstoffproduktion nur angeschnitten. Aus Forschungsprojekten liegen einige Vorschläge zur Regulierung zum Beispiel im Rahmen von bilateralen Verträgen vor. Es bedarf jedoch weiterführender Untersuchungen, inwiefern eine Integration in die Biokraftstoffpolitik möglich und sinnvoll ist.

Das Thema Integration von *Biodiversitätsaspekten* in LCA wird bereits seit etwa 10 Jahren wissenschaftlich behandelt, so dass einige Methodenvorschläge vorliegen. Da es sich bei Biodiversität jedoch nicht wie bei Landbeanspruchung oder Wasserbedarf um eine verhältnismäßig einfach zu quantifizierende Größe handelt, liegen die Ansätze methodisch weit auseinander. Als Indikatoren kommen verschiedene Aspekte der Biodiversität wie die Anzahl bestimmter Arten, der Shannon-Index als Maß für die relative Häufigkeit von Arten, die freie Netto-Primärbiomassenproduktion sowie sogenannte Natürlichkeitsindikatoren in Frage. Einige der Methoden werden zunächst regional für Deutschland oder die Schweiz erprobt, für eine globale Anwendung sind Hindernisse in der Übertragbarkeit wegen fehlender oder unzureichender Datensätze zu erwarten. Eine Anwendung der Methoden zur Bewertung der Biokraftstoffproduktion in unterschiedlichen Ländern kann der Erprobung verschiedener dienen auf. Wichtiger erscheint es jedoch zunächst eine einheitliche, allgemein anerkannte Methode zu entwickeln, deren Anwendbarkeit nicht auf bestimmte Länder oder Regionen begrenzt ist. Aktuell beschäftigen sich mehrere Forschungsgruppen mit dem Thema Integration von Biodiversitätsaspekten in LCA, so dass hier weitere Erkenntnisse und Fortschritte bei der Entwicklung einer einheitlichen Methode zu erwarten sind. Eine Grenzwertsetzung wie bei der THG-Bilanz von Biokraftstoffen ist aufgrund der schwierigen Quantifizierung nicht sinnvoll. Statt einer genauen Wirkungsabschätzung erscheint es wichtiger, Biodiversitätsverluste durch den Schutz von natürlichen Ökosystemen sowie durch Anreiz- und Regulierungssysteme zur nachhaltigen Produktion zu vermeiden. Dass die Biokraftstoffproduktion eine Gefährdung für die Biodiversität darstellt, wurde im Rahmen der CBD mehrfach anerkannt – zuletzt wurde im Jahr 2010 ein Beschlussdokument zu Biokraftstoffen verabschiedet, welches fordert, die negativen Einflüsse der Biokraftstoffproduktion und -nutzung auf die Biodiversität zu minimieren. Um die Wirkung der Biokraftstoffproduktion abzuschätzen, sind zunächst weitere Fallstudien qualitativer Art in gefährdeten Regionen notwendig.

Aus der Darstellung des Stands des Wissens lassen sich verschiedene prioritäre Forschungsthemen ableiten. Tab. 6.1. führt die Themenfelder auf, die im Rahmen der Studie identifiziert wurden.

Tab. 5.1: Priorisierung von offenen Forschungsschwerpunkten

Quelle: eigene Darstellung

Thema	Konkrete Forschungsschwerpunkte
Koppelprodukte	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Allokation nach dem ökonomische Nutzen ▪ Vergleich der Ergebnisse verschiedener, etablierter Allokationsmethoden am Beispiel Biokraftstoffe
iLUC	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Weiterentwicklung ökonometrischer Modelle ▪ Weiterentwicklung deterministischer Modelle, Untersuchung der Bedeutung intranationaler Zusammenhänge, der Bedeutung länderspezifischer Aspekte und der Bedeutung pflanzenspezifischer Aspekte ▪ Weiterentwicklung regionaler Modelle, Abgleich von global modellierten Studien mit dem tatsächlichen Geschehen in Fallstudienländern ▪ Berücksichtigung indirekter Effekte bei der Bilanzierung fossiler Kraftstoffe ▪ Entwicklung von Vorschlägen zur Regulierung und Vermeidung indirekter Landnutzungsänderungen
Wasserbedarf	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Anwendung des WF-Konzepts auf die Biokraftstoffproduktion, Berücksichtigung saisonaler Effekte im WF-Konzept Abgleich theoretischer WF mit regionalen Aspekten → Fallstudien ▪ Weiterentwicklung der Wirkungsabschätzung (lokale Schadenfaktoren) ▪ Entwicklung von Vorschlägen zur Regulierung der Wasserentnahme und Vermeidung von regionaler Wasserknappheit
Biodiversität	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Weiterentwicklung der Integration von Biodiversität in LCA, Abstimmung einer einheitlichen, allgemein anerkannten, und international einsetzbaren Methode ▪ Entwicklung von Vorschlägen zur Regulierung und Vermeidung von Biodiversitätsverlusten

6 Literaturverzeichnis

- 2000/60/EG Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2000:327:0001:0072:DE:PDF> (Zugegriffen 4. November 2010).
- 2009/28/EG Richtlinie 2009/28/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. April 2009 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien 2001/77/EG und 2003/30/EG. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:140:0016:01:EN:HTML> (Zugegriffen 21. April 2010).
- 2009/30/EG Richtlinie 2009/30/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. April 2009 zur Änderung der Richtlinie 98/70/EG im Hinblick auf die Spezifikationen für Otto-, Diesel- und Gasölkraftstoffe und die Einführung eines Systems zur Überwachung und Verringerung der Treibhausgasemissionen sowie zur Änderung der Richtlinie 1999/32/EG des Rates im Hinblick auf die Spezifikationen für von Binnenschiffen gebrauchte Kraftstoffe und zur Aufhebung der Richtlinie 93/12/EWG. <http://eur-lex.europa.eu> (Zugegriffen 23. September 2010).
- ABG (2007): Glycerin market analysis. www.asasea.com (Zugegriffen 19. Juli 2010).
- ABN [African Biodiversity Network] (2007): AGROfuels in Africa – The impacts on land, food and forests. Juli. <http://www.africanbiodiversity.org/media/1210585739.pdf> (Zugegriffen 14. Dezember 2010).
- Allan, J.A. (1998): Virtual water: a strategic resource, global solutions to regional deficits. *Ground Water* 36: 545-546.
- Al-Riffai, P., B. Dimaranan, und D. Laborde (2010): Global Trade and Environmental Impact Study of the EU Biofuels Mandate. International Food Policy Institute (IFPRI). <http://www.ifpri.org/sites/default/files/publications/biofuelsreportec.pdf> (Zugegriffen 21. Juni 2010).
- Baitz, M. (2007): Die Lebensweganalyse als Basis für eine nachhaltigkeitsbasierte Zertifizierung. In *Klimafaktor Biokraftstoff. Experten zur Nachhaltigkeits-Zertifizierung*, S. 71-77. Berlin.
- Baitz, M., und J. Kreisig (2007): Allokation des AK Methodik. http://www.netzwerk-lebenszyklusdaten.de/cms/webdav/site/lca/groups/allPersonsActive/public/Projektberichte/NetLZD-Methodik_S06_v03_2007.pdf (Zugegriffen 30. Mai 2010).
- Bauer, C., und P. Zapp (2004): Generic characertisation factors for land use and water consumption. In *Life cycle assessment of metals - issues and research directions*, S. 147-152. Pensacola (USA): SETAC.
- Baur, Bruno (2010): Biodiversität. Stuttgart: UTB Profile.
- BDBe [Bundesverband der deutschen Bioethanolwirtschaft BDBe e.V.] (2010): Stellungnahme der deutschen Biokraftstoffwirtschaft zur Konsultation der Europäischen Kommission. Berlin, November. http://www.bdbe.de/downloads/PDF/iLUC/iLUC_Stellungnahme.pdf (Zugegriffen 1. April 2011).
- Bentrup, F., J. Küsters, J. Lammel, und H. Kuhlmann (2002): Life Cycle Impact Assessment of Land Use Based on the Hemeroby Concept. *International Journal of Life Cycle Assessment* 7, Nr. 6: 339-348.
- Berger, M., und M. Finkbeiner (2010): Water Footprinting: How to address water use in life cycle assessment? *Sustainability* 2: 919-944.
- Berndes, G. (2008): Water demand for global bioenergy production: trends, risks and opportunities. Externe Expertise für das WBGU-Hauptgutachten „Welt im Wandel: Zukunftsfähige Bioenergie und nachhal-

- tige Landnutzung“. Berlin. http://www.wbgu.de/wbgu_jg2008_ex02.pdf (Zugegriffen 23. September 2010).
- Biemans, Merijn, Yuca Waarts, Ana Nieto, Vineta Goba, Lawrence Jones-Walters, und Christoph Zöckler (2008): Impacts of biofuel production on biodiversity in Europe. Tilburg. http://www.ecnc.org/file_handler/documents/original/view/73/final-report-biofuelspdf.pdf (Zugegriffen 10. Januar 2011).
- Biokraft-NachV (2009): Verordnung über Anforderungen an eine nachhaltige Herstellung von Biokraftstoffen (Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung - Biokraft-NachV). <http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/biokraft-nachv/gesamt.pdf> (Zugegriffen 23. September 2010).
- BioNachV (2007): Vorblatt - Verordnung über Anforderungen an eine nachhaltige Erzeugung von Biomasse zur Verwendung als Biokraftstoff (Biomasse-Nachhaltigkeitsverordnung - BioNachV). http://www.clearingstelle-eeg.de/files/private/active/0/BioNachV_Entw.pdf (Zugegriffen 23. September 2010).
- BioSt-NachV (2009): Verordnung über Anforderungen an eine nachhaltige Herstellung von flüssiger Biomasse zur Stromerzeugung (Biomassestrom-Nachhaltigkeitsverordnung - BioSt-NachV). <http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/biost-nachv/gesamt.pdf> (Zugegriffen 23. September 2010).
- Blanco Fonseca, M., Al Burrell, H. Gay, M. Henseler, A. Kavallari, R. M'Barek, I. Perez Dominguez, und A. Tonini (2010): Impacts of the EU biofuel target on agricultural markets and land use: a comparative modelling assessment. Joint Research Centre (JRC). http://ec.europa.eu/energy/renewables/studies/doc/land_use_change/study_jrc_biofuel_target_iluc.pdf (Zugegriffen 29. Dezember 2010).
- Bowyer, C. (2010): Anticipated indirect land use change with expanded use of biofuels and bioliquids in the EU - an analysis of the national renewable energy action plans. Institute for European Environmental Policy. http://www.ieep.eu/publications/pdfs/2010/iluc_analysis.pdf (Zugegriffen 12. November 2010).
- van den Broeck, R., und A. van Wijk (1996): The role of reference systems and land use in lca of biomass energy. In European Conference on environmental impact of biomass for energy, 4-5 November. Noordwijkerhout.
- BUND [Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e.V.] (2010): Die Welt verliert an Farbe: Artenschwund überall. <http://www.bund.net> (Zugegriffen 6. August 2010).
- Chapagain, A.K., und A.Y. Hoekstra (2004): Water footprints of nations. Volume 1: Main Report. <http://www.waterfootprint.org/Reports/Report16Vol1.pdf> (Zugegriffen 23. September 2010).
- Chapagain, A.K., A.Y. Hoekstra, und H.G.H.G. Savenije (2006): Water saving through international trade of agricultural products. *Hydrology and Earth System Sciences* 10: 455–468.
- COM [European Commission] (2010a): The impact of land use change on greenhouse gas emissions from biofuels and bioliquids. http://ec.europa.eu/energy/renewables/studies/doc/land_use_change/study_3_land_use_change_literature_review_final_30_7_10.pdf (Zugegriffen 29. Dezember 2010).
- COM [European Commission] (2010b): Verabschiedete Binnenmarkttrichtlinien (Stand 01.04.2010). <http://ec.europa.eu> (Zugegriffen 23. September 2010).
- COM [European Commission] (2010c): Report from the commission on indirect land-use change related to biofuels and bioliquids. http://ec.europa.eu/energy/renewables/biofuels/doc/land-use-change/com_2010_811_report_en.pdf (Zugegriffen 12. Januar 2011).
- De Fraiture, C., und G. Berndes (2009): Biofuels and water. In *Biofuels: Environmental Consequences and Interactions with Changing Land Use*, S. 139-153.

- De Fraiture, C., M. Giordano, und Y. Liao (2008): Biofuels and implications for agricultural water use: blue impacts of green energy. *Water Policy* 10, Nr. 1: 67-81.
- Dehue, B. (2009): Indirect effects of biofuel production: quantification and mitigation. http://www.ipieca.org/system/files/event-materials/9_dehue_715.298828125kb.pdf (Zugegriffen 11. November 2010).
- DIN EN ISO 14040 (2009): Umweltmanagement - Ökobilanz - Grundsätze und Rahmenbedingungen. Deutsches Institut für Normung e.V.
- DLG, WWF [Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft, Umweltstiftung WWF] (2004): Biodiversität in Kulturlandschaften. <http://www.wwf.de/fileadmin/fm-wwf/pdf-alt/landwirtschaftgagt/2.pdf> (Zugegriffen 20. Juli 2010).
- Edwards, R., D. Mulligan, und L. Marelli (2010): Indirect land use change from increased biofuels demand. European Commission, Joint Research Institute. http://re.jrc.ec.europa.eu/bf-tp/download/ILUC_modelling_comparison.pdf (Zugegriffen 20. September 2010).
- EEB [European Environmental Bureau] (2010): 10 years of the Water Framework Directive: A Toothless Tiger? A snapshot assessment of EU environmental ambitions. <http://www.eeb.org/?LinkServID=B1E256EB-DBC1-AA1C-DBA46F91C9118E7D&showMeta=0> (Zugegriffen 21. Dezember 2010).
- Falkenmark, M. (1986): Fresh water - time for a modified approach. *Ambio* 14, Nr. 4: 192-200.
- Fargione, L., J. Hill, S. Polasky, und P. Hawthorne (2008): Land clearing and the biofuel dept. *Science* 319: 1235-1238.
- Fehrenbach, H., U.R. Fritsche, und J. Giegrich (2008): Greenhouse gas balances for biomass: issues for further discussion; Issue paper for the informal workshop. In Brüssel, 25. Januar. http://www.oeko.de/service/bio/dateien/en/ghg_balance_bioenergy.pdf (Zugegriffen 20. August 2010).
- Fingerman, K.R., M.S. Torn, M.H. O'Hare, und D.M. Kammen (2010): Accounting for the water impacts of ethanol production. *Environmental Research Letters* 5, Nr. 1: 014020. (Zugegriffen 5. August 2010).
- Frey, W., und R. Lösch (2004): Lehrbuch der Geobotanik. München: Spektrum Akademischer Verlag.
- Fritsche, U.R., K Hennenberg, und K. Hünecke (2010): The „iLUC Factor“ as a means to hedge risks of ghg emissions from indirect land use change. Darmstadt: Öko-Institut. <http://www.oeko.de/oekodoc/1030/2010-082-en.pdf> (Zugegriffen 20. August 2010).
- Fritsche, U.R., KJ Hennenberg, A. Hermann, K. Hünecke, F. Schulze, K. Wiegmann, H. Fehrenbach, E. Roth, A. Hennecke, und J. Giegrich (2009): Nachhaltige Bioenergie: Stand und Ausblick. <http://www.sea-cr.com/Data%20for%20website/B2%20renew%20energy%20sec/Renewable/Nachhaltige%20Bioenergie.pdf> (Zugegriffen 5. Oktober 2010).
- Fritsche, U.R., und K. Wiegmann (2008): Treibhausgasbilanzen und kumulierter Primärenergieverbrauch von Bioenergie-Konversionspfaden unter Berücksichtigung möglicher Landnutzungsänderungen. Berlin: Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen. http://www.wbgu.de/fileadmin/templates/dateien/veroeffentlichungen/hauptgutachten/jg2008/wbgu_jg2008_ex04.pdf (Zugegriffen 1. Februar 2010).
- Galan-del-Castillo, E., und E. Velazquez (2010): From water to energy: The virtual water content and water footprint of biofuel consumption in Spain. *Energy Policy* 38, Nr. 3 (März): 1345-1352.
- Gerbens-Leenes, W., und A.Y. Hoekstra (2009): The water footprint of sweeteners and bio-ethanol from sugar cane, sugar beet and maize. <http://www.waterfootprint.org/Reports/Report38-WaterFootprint-sweeteners-ethanol.pdf> (Zugegriffen 23. September 2010).

- Gerbens-Leenes, W., A.Y. Hoekstra, und T.H. van der Meer (2008): Water footprint of bio-energy and other primary energy carriers. <http://www.waterfootprint.org/Reports/Report29-WaterFootprintBioenergy.pdf> (Zugegriffen 23. September 2010).
- Gerbens-Leenes, W., A.Y. Hoekstra, und T.H. van der Meer (2009a): The water footprint of bionergy. *PNAS* 106, Nr. 25: 10219 - 10233.
- Gerbens-Leenes, W., A.Y. Hoekstra, und T.H. van der Meer (2009b): The water footprint of energy from biomass: A quantitative assessment and consequences of an increasing share of bio-energy in energy supply. *Ecological Economics* 68, Nr. 4: 1052-1060.
- Geyer, R., J.P. Lindner, D. Stoms, F. Davis, und B. Wittstock (2010): Coupling of LCA and GIS for biodiversity assessment of biofuel production. Part 2: Impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 15: 692-703.
- Glemitz, M., R. Platen, und C. Saure (2008): Auswirkungen des Anbaus von Energiepflanzen auf die Biodiversität: Bewertungsmethodik und Einfluss des Anbauverfahrens. http://www.zalf.de/home_zalf/download/lse/glemnitz/KTBL2008.pdf (Zugegriffen 23. September 2010).
- Gnansounou, E., A. Dauriat, J.D. Villegas, und L. Panichelli (2009): Life cycle assessment of biofuels: Energy and greenhouse gas balances. *Bioresource Technology* 100, Nr. 21 (November): 4919-4930.
- Gnansounou, E., L. Panichelli, A. Dauriat, und J.D. Villegas (2008): Accounting for indirect land-use changes in GHG balances of biofuels: Review of current approaches. <http://infoscience.epfl.ch/record/121496> [Zugriff: 06.04.010] (Zugegriffen 1. April 2010).
- Greenpeace (2010): Broken biofuel policies still driving rainforest destruction. <http://www.greenpeace.org/eu-unit/press-centre/press-releases2/broken-biofuel-policies-still> (Zugegriffen 18. August 2010).
- Guinée, J., und L. van Oers (2006): Life Cycle approaches for Conservation Agriculture - Part 1: A definition study for data analysis, CML. Institute of Environmental Sciences. <http://www.leidenuniv.nl> (Zugegriffen 2. August 2010).
- GWSP Digital Water Atlas (2008a): Map 33: Water Footprint per Country (V1.0). <http://atlas.gwsp.org> (Zugegriffen 16. August 2010).
- GWSP Digital Water Atlas (2008b): Digital Water Atlas. <http://atlas.gwsp.org> (Zugegriffen 16. September 2010).
- Hagedorn, F. (2003): Böden - grosse Speicher, kleine Senken für CO₂. *Informationsblatt Forschungsbereich Wald* 15: 4-5.
- Hampicke, U. (2009): Die Höhe von Ausgleichszahlungen für die naturnahe Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Nutzflächen in Deutschland. http://www.michaelottostiftung.de/images/downloads/biodiv_10/fachgutachten.pdf (Zugegriffen 16. September 2010).
- Hochfeld, C., und W. Jenseit (1998): Allokation in Ökobilanzen und bei der Berechnung des Kumulierten Energieaufwandes (KEA). <http://www.oeko.de/service/kea/dateien/kea-allokation.pdf> (Zugegriffen 31. März 2010).
- Hoekstra, A.Y. (2003): Virtual water trade. Proceedings of the International Expert Meeting on Virtual Water Trade. <http://www.waterfootprint.org/Reports/Report12.pdf> (Zugegriffen 23. September 2010).
- Hoekstra, A.Y., A.K. Chapagain, Maite martinez Aldaya, und M.M. Mekonnen (2009): Water footprint manual: State of the art 2009. Enschede: Water Footprint Network. <http://www.waterfootprint.org/downloads/WaterFootprintManual2009.pdf> (Zugegriffen 1. September 2010).
- Hoekstra, A.Y., und P.Q. Hung (2002): Virtual water trade: A quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade. *Value of Water Research Series*. UNESCO-IHE.

- <http://www.unesco-ihe.org/Project-activities/Project-database/Virtual-Water-Trade-Research-Programme/Hoekstra-A.Y.-Hung-P.Q.-2002-.Virtual-water-trade-A-quantification-of-virtual-water-flows-between-nations-in-relation-to-international-crop-trade-Value-of-Water-Research-Series-No.-11-UNESCO-IHE> (Zugegriffen 23. September 2010).
- Holl, M.A., M.B. Gush, J. Hollowes, und D.B. Versfeld (2007): *Jatropha curcas* in South Africa: An Assessment of its Water Use and Bio-Physical Potential. <http://www.ascension-publishing.com/BIZ/JatrophaWater.pdf> (Zugegriffen 23. September 2010).
- IATP [Institute for Agriculture and Trade Policy] (2007): *Biofuels and Global Water Challenges*. <http://www.tradeobservatory.org/library.cfm?refid=100547> (Zugegriffen 30. März 2010).
- IATP [Institute für Agriculture and Trade Policy] (2008): *Biofuel and global biodiversity*. <http://www.agobservatory.org/library.cfm?refid=102584> (Zugegriffen 20. September 2010).
- IFEU [Institut für Energie- und Umweltforschung] (2009): *Synopse aktueller Modelle und Methoden zu indirekter Landnutzungsänderung ILUC*. Heidelberg. http://www.bdbe.de/downloads/PDF/fachinformationen/ifeu-Studie_ILUC/IFEU_ILUC_deutsch.pdf (Zugegriffen 10. April 2010).
- IFZ und IÖ [Interuniversitäres Forschungszentrum für Technik, Arbeit und Kultur; Institut für Industrielle Ökologie] (2003): *Produktbezogene Umweltinformationssysteme (PUIS) in Theorie und Praxis*. http://www.fabrikderzukunft.at/fdz_pdf/puis.pdf (Zugegriffen 6. November 2009).
- IPCC [Intergovernmental Panel on Climate Change] (2006): *Guidelines for national greenhouse gas inventories, Volume 4, Agriculture, forestry and other land use*. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html> (Zugegriffen 19. August 2010).
- ISCC [International Sustainability and Carbon Certification] (2009): *DRAFTISCC Global Generic Reference Checklist, Version 17/04/2009*.
- Jeanneret, P., D. Baumgärtner, R. Freiermuth Knuchel, und G. Gaillard (2008): *Integration of biodiversity as impact category for LCA in agriculture (SALCA-Biodiversity)*. In *LCA, biodiversity, indicators, impact assessment, agriculture*. Zürich.
- Johnson, D.T., und K.A. Taconi (2007): *The glycerin glut: options for the value-added Conversion of crude glycerol resulting from biodiesel production*. *Environmental Progress* 26, Nr. 4.
- Jongschaap, R.E.E., R.A.R. Blesgraaf, T.A. Bogaard, E.N. van Loo, und H.G.H.G. Savenije (2009): *The water footprint of bioenergy from *Jatropha curcas* L.* *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106, Nr. 35: E92. (Zugegriffen 19. August 2010).
- Kaltschmitt, M., H. Hartmann, und H. Hofbauer, Hrsg. (2009): *Energie aus Biomasse. Grundlagen, Techniken und Verfahren*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Kim, H, S Kim, und B.E. Dale (2009): *Biofuels, land use change, and greenhouse gas emissions: some unexplored variables*. *Environmental Science & Technology* 43, Nr. 3: 961-967.
- Klöpffer, W. (2009): *Wirkungsabschätzungsmethoden und Querverbindungen - Unterschiede zum Risk Assessment*. In *Ökobilanzierung 2009. Ansätze und Weiterentwicklung zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit*, hg v. S. Feifel, W. Walk, S. Wursthorn, und L. Schebek, S. 1-11. KIT Scientific Publishing.
- Klöpffer, W., und B. Grahl (2009): *Ökobilanz (LCA)*. Weinheim: Wiley-VCH.
- Kløverpris, J.H., K. Baltzer, und P.H. Nielsen (2010): *Life cycle inventory modelling of land use induced by crop consumption. Part 2: Example of wheat consumption in Brazil, China, Denmark and the USA*. *International Journal of Life Cycle Assessment* 15: 90-103.
- Köllner, T. (2000): *Species-pool effect potentials (SPEP) as a yardstick to evaluate land-use impacts on biodiversity*. *Journal of Cleaner Production* 8, Nr. 4: 293-311.

- Köllner, T., und R.W. Scholz (2008): Assessment of land use impacts on the natural environment. Part 2: generic characterization factors for local species diversity in Central Europe. *International Journal of Life Cycle Assessment* 13, Nr. 1: 32-48.
- Korn, H., und R. Schliep, Stadler (2006): Biodiversität und Klima - Vernetzung der Akteure in Deutschland II - Ergebnisse und Dokumentation des 2. Workshops. BfN-Skripten. <http://www.bfn.de> (Zugegriffen 23. September 2010).
- Kort, B. (2010): Virtual water trade in the SADC region. A grid-based approach. Enschede. http://essay.utwente.nl/59428/1/scriptie_A_Kort.pdf (Zugegriffen 21. September 2010).
- Lahl, U. (2010): iLUC und Biokraftstoffe in der Analyse - Regionale Quantifizierung klimaschädlicher Landnutzungsänderungen und Optionen zu deren Bekämpfung. Oyten: BZL Kommunikation und Projektsteuerung GmbH.
- Lange, M., und D. Bruhn (2010): Biokraftstoffe und Emissionen aus Landnutzungsänderungen. http://www.ifw-kiel.de/wirtschaftspolitik/politikberatung/kiel-policy-brief/kiel_policy_brief_17.pdf (Zugegriffen 3. Juni 2010).
- Lapola, D.M., R. Schaldach, J. Alcamo, A. Bondeau, J. Koch, C. Koelking, und J.A. Priess (2010): Indirect land-use changes can overcome carbon savings from biofuels in Brazil. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107, Nr. 8: 3388-3393.
- Lindejer, E. (2000a): Review of land use impact methodologies. *Journal of Cleaner Production* 8: 273-281.
- Lindejer, E. (2000b): Biodiversity and life support impacts of land use in LCA. *Journal of Cleaner Production* 8, Nr. 4: 313-319.
- Lindner, J.P., D. Stoms, R. Geyer, F. Davis, und B. Wittstock (2008): Coupling of LCA and GIS for biodiversity assessment of biofuel production. (Zugegriffen 28. August 2009).
- Liska, A.J., und R.K. Perrin (2009): Indirect land use emissions in the life cycle of biofuels: regulations vs. science. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 3, Nr. 3: 318-328.
- Luo, L., E. van der Voet, G. Huppes, und H.A.U. de Haes (2009): Allocation issues in LCA methodology: a case study of corn stover-based fuel ethanol. *International Journal of Life Cycle Assessment* 14: 529-539.
- Lywood, W. (2009): Indirect LUC modelling gehalten auf der JRC/EEA/OECD Workshop, Paris. <http://re.jrc.ec.europa.eu> (Zugegriffen 10. April 2010).
- Lywood, W., J. Pinkney, und S. Cockerill (2009): Impact of protein concentrate coproducts on net land requirement for European biofuel production. *GCB Bioenergy* 1: 346-359.
- Majer, S., und G. Schröder (2008): Biomasse-Nachhaltigkeitsverordnung - Erläuterungspapier zum Entwurf vom 05.12.2007. http://www.ufop.de/downloads/RZ_Erlaeuterung_BioNachV_170108.pdf (Zugegriffen 30. März 2010).
- Mattsson, B., C. Cederberg, und L. Blix (2000): Agricultural land use in life cycle assessment (LCA): case studies of three vegetable oil crops. *Journal of Cleaner Production* 8: 283-292.
- MEA [Millennium Ecosystem Assessment] (2005): Millennium Ecosystem Assessment Synthesis Report. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/digitaaldepot/MAGeneralsynthesis.pdf> (Zugegriffen 25. Oktober 2010).
- Meijerink, G., H. Langeveld, und P. Hellegers (2008): Biofuels and Water: an exploration. Strategy & Policy Brief. <http://www.boci.wur.nl/NR/rdonlyres/98CCE2E3-0FA2-4274-BCA0-20713CA1E125/66657/Totaaloranje.pdf> (Zugegriffen 23. September 2010).
- Melillo, J.M., J.M. Reilly, D.W. Kicklighter, A.C. Gurgel, T.W. Cronin, S. Paltsev, B.S. Felzer, X. Wang, A.P. Sokolov, und C.A. Schlosser (2009): Indirect emissions from biofuels: how important? *Science* 326, Nr. 1397: 1397-1399.

- Mila i Canals, L., J. Chenoweth, A.K. Chapagain, S. Orr, A. Anton, und R. Clift (2008): Assessing freshwater use in LCA: part I - inventory modelling and characterisation factors for the main impact pathways. *International Journal of Life Cycle Assessment* 14: 28-42.
- Mila i Canals, L., R. Müller-Wenk, C. Bauer, J. Depestele, A. Dubreuil, R. Freiermuth Knuchel, G. Gaillard, O. Michelsen, und B. Rydgen (2007): Key elements in a framework for land use impact assessment within lca. *International Journal of Life Cycle Assessment* 12, Nr. 1: 5-15.
- Milne, R., B.J. Jallow, D. Arrouays, P. Beets, P. Drichi, I.B. Harun, und J. Hrubovcak (2003): Chapter 2: Basis for consistent representation of land area. In *IPCC Good Practice Guidance for LULUCF*.
- Moreira, J. R. (2007): Water Use and Impacts Due Ethanol Production in Brazil. <http://www.iwmi.cgiar.org> (Zugegriffen 31. März 2010).
- Morris, D. (2008): Ethanol and Land Use Changes. Policy Brief. http://www.bioenergywiki.net/images/1/10/Morris_Ethanol-and-Land-Use.pdf (Zugegriffen 16. April 2010).
- Müller-Wenk, R. (2001): Zusammenfassung zum Stand der Forschung für das Impact Assessment von Landnutzung in Ökobilanzen. http://www.lcaforum.ch/Portals/0/DF_Archive/DF14/Mueller-Wenk.pdf (Zugegriffen 9. April 2010).
- Murphy, D.D. (1992): Der Schutz der biologischen Vielfalt in städtischen Gebieten. In *Ende der biologischen Vielfalt? Der Verlust an Arten, Genen und Lebensräumen und die Chancen für eine Umkehr*, hg v. E.O. Wilson, S. 90-96. Spektrum Akademischer Verlag.
- Nigam, P.S., und A. Singh (2010): Production of liquid biofuels from renewable resources. *Progress in Energy and Combustion Science* 1, Nr. 37: 52-68.
- van Oorschoot, M., J. Ros, und J. Noteboom (2010): Evaluation of the indirect effects of biofuel production on biodiversity: assessment across spatial and temporal scales. *Netherlands Environmental Assessment Agency*. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/500143007.pdf> (Zugegriffen 20. September 2010).
- Orr, S., A. Cartwright, und D. Tickner (2009): Understanding water risks. A primer on the consequences of water scarcity for government and business. WWF. <http://assets.wwf.org> (Zugegriffen 31. März 2010).
- Pfister, S., und S. Hellweg (2009): The water "shoesize" vs. footprint of bioenergy. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106, Nr. 35: E93 -E94. (Zugegriffen 5. August 2010).
- Pfister, S., A. Köhler, und S. Hellweg (2009): Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA. *Environmental Science & Technology* 43, Nr. 11 (1. Juni): 4098-4104. (Zugegriffen 5. August 2010).
- Pieprzyk, B., N. Kortlyke, und P.R. Hilje (2009): Auswirkungen fossiler Kraftstoffe. Treibhausgasemissionen, Umweltfolgen und sozio-ökonomische Effekte. era research architecture. http://www.bee-ev.de/_downloads/publikationen/studien/2009/091123_era-Studie_Marginal_Oil_Endbericht.pdf (Zugegriffen 13. April 2010).
- Pimentel, D., und T.W. Patzek (2005): Ethanol Production Using Corn, Switchgrass, and Wood; Biodiesel Production Using Soybean and Sunflower. *Natural Resources Research* 14, Nr. 1: 65-76.
- Plevin, R.J., M. O'Hare, A.D. Jones, M.S. Torn, und H.K. Ginss (2010): Greenhouse gas emissions from biofuels indirect land use change are uncertain but may be much greater than previously estimated. *Environmental Science and Technology* 44: 8015-8021.
- Prieler, S., und G. Fischer (2009): Agricultural by-products associated with biofuel production chains. http://www.elobio.eu/fileadmin/elobio/user/docs/DeliverableE_5.1.pdf (Zugegriffen 16. September 2010).
- Rajagopal, D., G. Hochman, und D. Zilberman (2011): Indirect fuel use change (IFUC) and the lifecycle environmental impact of biofuel policies. *Energy Policy* 39: 228-233.

- RFA [The Renewable Fuels Agency] (2008a): The Gallagher Review of the indirect effects of biofuels production.
http://www.unido.org/fileadmin/user_media/UNIDO_Header_Site/Subsites/Green_Industry_Asia_Conference__Maanila_/GC13/Gallagher_Report.pdf (Zugegriffen 1. September 2010).
- RFA [Renewable Fuels Agency] (2008b): Indirect Effects of Biofuels. Study by the Renewable Fuels Agency.
http://www.ensugroup.com/uploads/documents/Ensus_Indirect_Effects_of_Biofuels.pdf (Zugegriffen 18. August 2010).
- Ribeiro, D., und N. Matavel (2009): Jatropha! A socio-economic pitfall for Mozambique.
http://www.swissaid.ch/global/PDF/entwicklungspolitik/agrotreibstoffe/Report_Jatropha_JA_and_UNAC.pdf (Zugegriffen 28. September 2010).
- Rieder, P., und S. Anwender Phan-Huy (1994): Grundlagen der Agrarmarktpolitik. Zürich: vdf Hochschulverlag AG.
- Roth, E., H. Fehrenbach, und K. Wiegmann (2009): Development of strategies and sustainability standards for the certification of biomass for international trade. Working paper focus topic water“. Heidelberg, Darmstadt.
[http://www.unep.fr/energy/activities/water/pdf/Reading%20list%20materials_15April2010/Reading%20list%20materials_15April2010/IFEU_OEKO\(2009\)%20-%20Biomass%20certification_Focus%20on%20Water.pdf](http://www.unep.fr/energy/activities/water/pdf/Reading%20list%20materials_15April2010/Reading%20list%20materials_15April2010/IFEU_OEKO(2009)%20-%20Biomass%20certification_Focus%20on%20Water.pdf) (Zugegriffen 23. September 2010).
- RSB [Roundtable for Sustainable Biofuels] (2010): RSB Standard for EU market access. Lausanne: RSB.
http://energycenter.epfl.ch/webdav/site/cgse/shared/Biofuels/Certification/June_2010/10-06-15-RSB-STD-11-001-vers1.0-Standard_for_EU_market_access.pdf (Zugegriffen 23. September 2010).
- Schmidt, M. (2009): Die Allokation in der Ökobilanzierung vor dem Hintergrund der Nutzenmaximierung. In Ökobilanzierung 2009. Ansätze und Weiterentwicklung zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit, hg v. S. Feifel, W. Walk, S. Wursthorn, und S Schebek, S. 21-39. KIT Scientific Publishing.
<http://www.itas.fzk.de> (Zugegriffen 31. März 2010).
- Schöner, G. (2009): Bewertung des Wasserverbrauchs in der Ökoeffizienz-Analyse der BASF. In Ökobilanzierung 2009. Ansätze und Weiterentwicklung zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit, hg v. S. Feifel, W. Walk, S. Wursthorn, und S Schebek. KIT Scientific Publishing.
http://basf.com/group/corporate/site-ludwigshafen/de_DE/function/conversions:/publish/content/sustainability/eco-efficiency-analysis/images/Wasserverbrauch_in_der_Oekoeffizienz-Analyse_der_BASF.pdf (Zugegriffen 31. März 2010).
- Searchinger, R., R. Heimlich, R. Houghton, F. Dong, A. Elobeid, J. Fabiosa, s. Tokgoz, D. Hayes, und T. Yu (2008): Use of U.S. Croplands for biofuels increased greenhouse gases through land-use change. *Science* 319, Nr. 5867: 1238-1240.
- Sielhorst, S., J. Molenaar, und D. Offermans (2008): Biofuels in Africa. An assessment of risks and benefits for African wetlands.
http://www.unido.org/fileadmin/user_media/UNIDO_Header_Site/Subsites/Green_Industry_Asia_Conference__Maanila_/GC13/Wetlands.pdf (Zugegriffen 1. August 2010).
- Smakhtin, V., C. Revenga, und P. Döll (2004): Taking into Account Environmental Water Requirements in Global-scale Water Resources Assessments.
<http://www.iwmi.cgiar.org/Assessment/files/pdf/publications/ResearchReports/CARR2.pdf> (Zugegriffen 31. März 2010).
- Sonnenberg, A., A.K. Chapagain, M. Geiger, und D. August (2009): Der Wasser-Fußabdruck Deutschlands. Frankfurt a.M. <http://www.waterfootprint.org/Reports/Sonnenberg-et-al-2009-Wasser-Fussabdruck-Deutschlands.pdf> (Zugegriffen 23. September 2010).
- Spellerberg, I.F., und P.J. Fedor (2003): A tribute to Claude Shannon (1916–2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the ‘Shannon–Wiener’ Index. *Global Ecology & Biogeography* 12: 177–179.

- Streit, B. (2007): Was ist Biodiversität? Erforschung, Schutz und Wert biologischer Vielfalt. München: C.H. Beck.
- Stromberg (2010): Impacts of Liquid Biofuels on Ecosystem Services and Biodiversity. http://www.ias.unu.edu/resource_centre/Biofuels%20e-ver2.pdf (Zugegriffen 1. August 2010).
- Tabeau, A., M. Banse, G. Woltjer, und H. van Meijl (2009): Impact of the EU Biofuels Directive on the EU food supply chain. In Chania, Crete, Greece.
- Takavarasha, T., J. Uppal, und H. Hongo (2005): Feasibility study for the production and use of biofuel in the SADC region. Gaborone. <http://www.compete-bioafrica.net/policy/060106-SADC%20Biofuels%20Study%20Final%20Report.pdf> (Zugegriffen 23. September 2010).
- UNEP/CBD/COP (2010): Biofuels and Biodiversity. Draft decision submitted by Working Group I. <http://www.cbd.int/sbstta14/meeting/in-session/?tab=2> (Zugegriffen 10. Januar 2011).
- UNEP/CBD/COP/DEC (2008): DECISION ADOPTED BY THE CONFERENCE OF THE PARTIES TO THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY AT ITS NINTH MEETING. IX/2. Agricultural biodiversity: biofuels and biodiversity. Mai. <http://www.cbd.int/doc/decisions/cop-09/cop-09-dec-02-en.pdf>.
- UNEP/CBD/SBSTTA (2010): Agricultural biodiversity - biofuels and biodiversity: Consideration of ways and means to promote the positive and minimize the negative impacts of the production and use of biofuels on biodiversity. Mai. <http://www.cbd.int/doc/meetings/sbstta/sbstta-14/in-session/sbstta-14-L-19-en.pdf>.
- United Nations [Convention on Biological Diversity] (1992): Convention on biological diversity. <http://www.cbd.int/convention/articles.shtml?a=cbd-02> (Zugegriffen 25. Oktober 2010).
- Urban, B., C. von Haaren, H. Kannig, J. Krahl, und A. Munack (2008): Biologische Vielfalt in Ökobilanzen. Konzept für eine methodische Integration am Beispiel biogener Kraftstoffe. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 40, Nr. 12: 409-415.
- Urban, B., J. Krahl, A. Munack, H. Kanning, und C. von Haaren (2007): Analyse der Ökobilanz als Methode zur Beurteilung von Auswirkungen des landwirtschaftlichen Anbaus für Biokraftstoffe auf die Biodiversität. *Landbauforschung Völkenrode* 57, Nr. 4: 419-427.
- USDA [US Department on Agriculture] (2007): An analysis of the effects of an expansion in biofuel demand on U.S. agriculture. http://www.greenlandsbluewater.org/2007USDAbiofuel_demand.pdf (Zugegriffen 20. September 2010).
- Van Lienden, A.R., W. Gerbens-Leenes, A.Y. Hoekstra, und Th.H. Van der Meer (2010): Biofuel Scenarios in a water perspective: The global blue and green water footprint of road transport in 2030. <http://www.waterfootprint.org/Reports/Report43-WaterFootprint-BiofuelScenarios.pdf> (Zugegriffen 23. September 2010).
- Vereinigung Deutscher Gewässerschutz e.V. (2010): Virtuelles Wasser versteckt im Einkaufskorb. <http://www.virtuelles-wasser.de> (Zugegriffen 30. März 2010).
- van der Voet, E. (2001): Land use in Ica. Leiden University (CML-SSP). <http://www.leidenuniv.nl> (Zugegriffen 9. April 2010).
- Water Footprint Network (2010): Water Footprint. <http://www.waterfootprint.org> (Zugegriffen 30. März 2010).
- WBA (2007): Nutzung von Biomasse zur Energiegewinnung – Empfehlungen an die Politik. Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. www.bmelv.de (Zugegriffen 13. April 2009).
- WBGU (2008): Welt im Wandel. Zukunftsfähige Bioenergie und nachhaltige Landnutzung. Zusammenfassung für Entscheidungsträger. http://www.wbgu.de/wbgu_jg2008_kurz.pdf (Zugegriffen 23. September 2010).

- Wegener, O. (2008): Untersuchung des Einflusses des Klimawandels auf die CO₂-Freisetzung aus Böden ausgewählter hessischer Dauerbeobachtungsflächen.
http://www.hlug.de/klimawandel/inklim_plus/dokumente/berichte/boden.pdf (Zugegriffen 23. September 2010).
- World Water Council (2004): E-Conference Synthesis: Virtual Water Trade - Conscious Choices.
http://www.worldwatercouncil.org/fileadmin/wwc/Programs/Virtual_Water/virtual_water_final_synthesis.pdf (Zugegriffen 23. September 2010).
- Wuppertal Institut für KlimaEnergie und IFEU (2007): Sozial-ökologische Bewertung der stationären energetischen Nutzung von importierten Biokraftstoffen am Beispiel von Palmöl.
http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/palmoel_studie_wi.pdf (Zugegriffen 30. März 2010).
- Zweifel, P., und R.H. Heller (1997): Internationaler Handel: Theorie und Empirie. Heidelberg: Physica-Verlag.

