

Analyse der Ökobilanz als Methode zur Beurteilung von Auswirkungen des landwirtschaftlichen Anbaus für Biokraftstoffe auf die Biodiversität

Barbara Urban^{1,2}, Jürgen Krahl^{1,3}, Axel Munack¹, Helga Kanning² und Christina von Haaren²

Zusammenfassung

In Deutschland besteht seit dem 1. Januar 2007 die gesetzliche Verpflichtung, Benzin und Dieselkraftstoff einen zunehmenden Anteil biogener Kraftstoffe beizumischen. Während einige ökologische Auswirkungen der Biokraftstoffe, wie z. B. Treibhausgasemissionen mit Hilfe von Ökobilanzen intensiv beurteilt werden, wird zunehmend die Frage aufgeworfen, ob nicht ebenso Auswirkungen auf die Biodiversität durch den landwirtschaftlichen Anbau von Energiepflanzen für Kraftstoffe in Ökobilanzen einzu-beziehen sind.

In diesem Kontext werden im vorliegenden Beitrag die Ergebnisse einer Literaturstudie dargestellt, mit der untersucht wurde, inwieweit die Auswirkungen des Anbaus von Energiepflanzen für Biokraftstoffe auf die Arten- und Biotopvielfalt im Rahmen von Ökobilanzen berücksichtigt werden. Die Literaturstudie ist Baustein für ein aktuelles, von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) gefördertes Projekt des Instituts für Technologie und Biosystemtechnik der FAL und des Instituts für Umweltplanung der Leibniz Universität Hannover, das die Möglichkeiten der Integration von Biodiversitätsaspekten in Ökobilanzen für biogene Kraftstoffe untersucht.

Im vorliegenden Artikel werden zunächst bestehende Ökobilanzstudien daraufhin analysiert, inwieweit sie Folgen des Anbaus auf die Arten- und Biotopvielfalt ermitteln. Dabei liegt der Fokus anfangs auf Ökobilanzen biogener Kraftstoffe, dann auf Ökobilanzen im Bereich Biomasseanbau, und schließlich werden Ökobilanzen generell im Themenfeld Landwirtschaft betrachtet. Da die bisher erstellten Bilanzen keine befriedigenden Ergebnisse zur Lösung des gestellten Problems ergeben, wird schließlich die Ökobilanzmethode selbst daraufhin untersucht, inwieweit sie geeignet ist, Auswirkungen auf Biodiversität zu prüfen. Im Ergebnis ist festzustellen, dass es dafür einige Ansätze gibt, letztlich aber keine anwendbare Handhabung existiert.

Schlüsselwörter: Ökobilanz, Methodik, Biokraftstoffe, Biodiversität, Landnutzungen

Summary

Analysis of the life cycle assessment approach for the evaluation of land use related impacts on biodiversity in biofuels production

In Germany the legal obligation to add a growing quota of biofuels to gasoline and diesel fuel exists since 1 January 2007. While some ecological impacts of the biofuels, e.g. greenhouse gas emissions, are examined intensively by life cycle assessment (LCA) the question is raised increasingly whether effects should be examined as well which the crop growing for these fuels exerts on biodiversity.

In this context in the present paper the results of a literature survey are reported. Based on this it was investigated how far the impacts of the cultivation of energy plants for biofuels on biodiversity are considered in LCA's. The literature study is part of a current joint project of the Institute of Technology and Biosystems Engineering of the Federal Agricultural Research Centre and the Institute of Environmental Planning of the Leibniz University of Hanover. This project deals with possibilities of the incorporation of biodiversity aspects in LCA's of biofuels and is promoted by the German Research Foundation.

In this publication we analyse how far LCA studies consider the consequences of the cultivation on biodiversity. First the focus rests on LCA's of biofuels, then on LCA's in the range of cultivation of biomass and finally on LCA's generally in the subject area agriculture. Because the assessments accomplished so far don't have satisfactory results for a solution of the problem, at last the LCA approach by itself is under examination, if it supplies suitable modules to investigate biodiversity impacts. Although there already exist some attempts, in the end, however, it must be stated that no applicable handling is available.

Keywords: life cycle assessment, methodology, biofuels, biodiversity, land use

1 Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Institut für Technologie und Biosystemtechnik, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig/Deutschland; Email: barbara.urban@fal.de

2 Leibniz Universität Hannover, Institut für Umweltplanung, Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover/Deutschland

3 Hochschule Coburg, Friedrich-Streib-Str. 2, 96450 Coburg/Deutschland

1 Aktueller Hintergrund

In Deutschland trat zum 1. Januar 2007 das Biokraftstoffquotengesetz (BioKraftQuG) in Kraft. Danach besteht die Verpflichtung, Benzin und Dieselkraftstoff einen zunehmenden Anteil biogener Kraftstoffe beizumischen. Das Gesetz folgt der EU - Biokraftstoffrichtlinie (Richtlinie 2003/30/EG). Die ökologische Beurteilung von Biokraftstoffen wird derzeit intensiv diskutiert.

Neben einem breiten gesellschaftlichen Konsens über Biokraftstoffe hinsichtlich ihrer positiven Wirkungen für die Versorgungssicherheit und die ökonomische Seite der Landwirtschaft sind die ökologischen Vorteile zunehmend umstritten. Insbesondere mehren sich die Schlagzeilen zu negativen Folgen von Monokulturen, Intensivierung der Landwirtschaft oder Regenwaldabholzung durch den Anbau für die benötigte Biomasse (Abbildungen 1 und 2: Energiepflanzenanbau in Deutschland).

Die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (FNR, 2006; Schmitz, 2007) lässt zzt. im Auftrag des Bundeslandwirtschaftsministeriums einen Vorschlag für die Zertifizierung dieser Kraftstoffe erarbeiten. Dadurch soll es möglich werden, konkrete Mindestansprüche an die nachhaltige Herstellung von Biokraftstoffen umzusetzen.

Auf EU-Ebene werden derzeit die beiden zentralen Richtlinien in diesem Themenbereich überprüft und überarbeitet: Die Richtlinie über die Qualität von Kraftstoffen (Directive 2003/17/EC) sowie die Biokraftstoffrichtlinie (Richtlinie 2003/30/EG). Die Überarbeitung dieser Richtlinien ist Teil der im Februar 2006 verabschiedeten umfassenden EU-Strategie für Biokraftstoffe (Kommission der Europäischen Gemeinschaften, 2006). Gemäß dieser Strategie sollen Biokraftstoffe gefördert werden, wobei auf eine insgesamt umweltfreundliche Produktion und Verwendung zu achten ist. Ein Schwerpunkt der Biokraftstoff-Strategie ist die Förderung der Nachfrage nach Biokraftstoffen. Dabei wird ein Zertifizierungssystem angeregt, das eine Erzeugung unter Einhaltung von Mindestnachhaltigkeitskriterien gewährleisten soll. Außerdem sollten gezielt Anreize geschaffen werden, die an der Umweltleistung einzelner Kraftstoffe ansetzen. In diesem Zusammenhang steht ein zweiter Schwerpunkt der EU-Strategie: Die Nutzung der Umweltvorteile. Danach sollte neben einer Optimierung der Treibhausgaswerte auch gewährleistet werden, dass Umweltschäden durch die Produktion der Energiepflanzen vermieden werden. Insbesondere werden mögliche Beeinträchtigungen der Biodiversität und der Böden hervorgehoben, die nicht eintreten sollten.

Die EU-Strategie wird von einer Folgenabschätzung begleitet, die die genannten Punkte aufgreift (Commission of the European Communities, 2006). Bezüglich der Erzeugung der Energiepflanzen führt die Folgenabschätzung folgendes aus:



Abbildung 1:
Energiemaisfeld, Jühnde, 3.6.05 (Foto M. Rode)



Abbildung 2:
Mais-Sonnenblumenanbau, Werlte, 31.8.06 (Foto M. Rode)

„To analyse the environmental impact of energy crops cultivation, the life-cycle approach needs to be complemented by a farming system approach (...). At the moment, however, no studies based on this type of approach are available.“

Im Januar 2007 veröffentlichte die EU den Fortschrittsbericht Biokraftstoffe (Kommission der Europäischen Gemeinschaften, 2007). Er betont, dass Gewissheit darüber benötigt wird, dass die Förderung dieser Kraftstoffe mit den Zielen des Umweltschutzes, insbesondere mit Belangen von Artenvielfalt, Boden, Wasser und Luftqualität vereinbar ist. Als einer der nächsten Schritte werden Maßnahmen gefordert, die „negative Anreize“ für die Verwendung von Kraftstoffen setzen, die z. B. zu einem erheblichen Verlust an Arten führen.

Als etablierte Methode zur Beurteilung von potenziellen Umweltauswirkungen von Produkten steht die Ökobilanz

nach internationalen Normen zur Verfügung. Mit ihrer Hilfe wurden eine Vielzahl von detaillierten Analysen erstellt. Allerdings ist die nötige umfangreiche Ökobilanzierung von Biomasse nach einem Sondergutachten des Sachverständigenrates für Umweltfragen (SRU, 2007) bisher noch nicht zufrieden stellend gelungen.

Offen ist, inwieweit die derzeit verfügbaren Ökobilanzmethoden geeignet sind, die nach den obigen Ausführungen benötigte Beurteilung von Biokraftstoffen hinsichtlich der Auswirkungen auf Biodiversität zu leisten. Im Folgenden sollen vor dem umrissenen aktuellen Hintergrund Ökobilanzstudien und Ökobilanzmethoden analysiert werden. Können mit Hilfe der Ökobilanz die Folgen des Anbaus für Biokraftstoffe, insbesondere für die Biodiversität abgeschätzt werden?

2 Aufbau der Ökobilanz

Die Ökobilanz ist eine Methode zur Abschätzung der mit einem Produkt möglicherweise verbundenen Umweltauswirkungen und beruht auf einem Lebenszyklus-Ansatz. Damit werden die Umweltauswirkungen eines Produktes „von der Wiege bis zur Bahre“ abgeschätzt und beurteilt. Die internationale Normungsinstitution International Standard Organisation (ISO) hat die Vorgehensweise mit den Normen ISO 14040 und 14044 weltweit standardisiert. Diese sind von den europäischen und nationalen Spiegelgremien in europäische bzw. nationale Normen überführt worden (DIN EN ISO 14040 und 14044, 2006). Danach lässt sich eine Ökobilanz in vier Phasen unterteilen:

- **Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens:** Die Zieldefinition enthält die Beschreibung der Untersuchungsgegenstandes, der so genannten funktionellen Einheit. Zudem werden die Umweltaspekte definiert, die berücksichtigt werden sollen. Der Untersuchungsrahmen wird abgesteckt, indem die für ein Produkt entscheidenden Prozesse bestimmt und beschrieben werden.
- **Sachbilanz:** In diesem Ökoinventar werden die Umweltwirkungen der am Produktlebenszyklus beteiligten Prozesse quantitativ erfasst. Diese Daten werden in Bezug gesetzt zur funktionellen Einheit.
- **Wirkungsabschätzung:** Hier wird die Umweltrelevanz der Ergebnisse der Sachbilanz abgeschätzt. Dazu werden in einem ersten Schritt die maßgeblichen Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Modelle ausgewählt. Dabei versteht man unter den Wirkungskategorien die für das betrachtete Produktsystem relevanten Umweltthemen, die mit quantifizierbaren Wirkungsindikatoren dargestellt werden. Wissenschaftliche Modelle dienen der Beschreibung der Umweltwirkungsmechanismen zwischen den erfassten Sachbilanzdaten und

den Indikatoren. In dem zweiten Schritt der Klassifizierung werden die Sachbilanzergebnisse den verschiedenen Wirkungskategorien zugeordnet. Im folgenden Schritt der Charakterisierung werden die Wirkungsindekatorenergebnisse schließlich berechnet. Die Berechnung der numerischen Indikatorenergebnisse erfolgt durch Umwandlung der Sachbilanzergebnisse in gemeinsame Einheiten sowie Aggregation zu einem zusammenfassenden Ergebnis.

Gebräuchliche Wirkungskategorien sind z. B. Naturraumbeanspruchung (land use), Humantoxizität, Klimaänderung, Versauerung und Eutrophierung (Klöpffer et al., 2001).

- **Auswertung:** In dieser Endphase werden die Resultate der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung zusammengefasst. Es werden Schlussfolgerungen gezogen und Empfehlungen formuliert.

Im Folgenden wird untersucht, welche Beiträge es bereits gibt, die sich mit der Integration von Biodiversitätsaspekten in Ökobilanzen befassen. Dabei richtet sich der Fokus zunächst auf Ökobilanzen im Bereich Biokraftstoffe und energetisch nutzbarer Biomasse (Abschnitt 3). Danach wird das Blickfeld auf Ökobilanzen von Landnutzungen im Allgemeinen erweitert (Abschnitt 4). Schließlich wird die internationale Methodendiskussion zum Thema „land use“ in Ökobilanzen dargestellt (Abschnitt 5). Diese schrittweise Erweiterung des Betrachtungsrahmens zeigt die Abbildung 3.

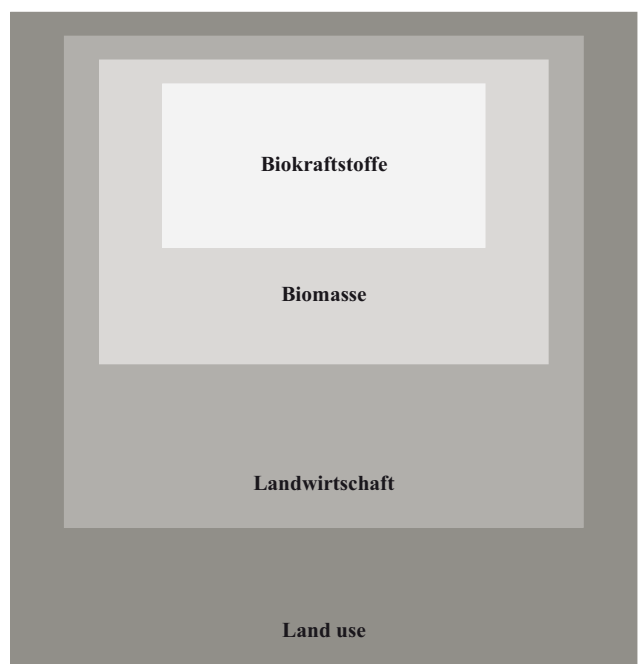


Abbildung 3:

Analyse von Ökobilanzen - schrittweise Erweiterung des Rahmens

3 Ökobilanzen im Bereich Biokraftstoffe und energetisch nutzbarer Biomasse

Obwohl es zum Thema Biokraftstoffe und energetisch nutzbare Biomasse eine Vielzahl von Studien gibt, versuchen wenige Beiträge für die Ökobilanzierung Naturschutzaspekte zu integrieren. Eine Studie des IFEU-Instituts (Quirin et al., 2004) vergleicht Veröffentlichungen zu Ökobilanzen von Biokraftstoffen. Im Vordergrund der ausgewerteten Publikationen stehen danach Energie- und Treibhausgasbilanzen, daneben gibt es Untersuchungen zu Versauerung, Eutrophierung, Photosmog und Ozonabbau. Naturschutzaspekte werden lediglich unter der Überschrift „Forschungsbedarf“ erwähnt.

Die aktuelle Studie des IFEU-Instituts (Reinhardt et al., 2006) zu BTL-Kraftstoffen untersucht die Umweltwirkungen Energieeinsparung, Treibhauseffekt, Versauerung, Nährstoffeintrag, Fotosmog, Ozonabbau und Humantoxizität. Biodiversität wird nicht erwähnt.

Ein Bericht aus der Schweiz (Zah et al., 2007) zur Ökobilanzierung von Biokraftstoffen bezieht die Landnutzung unter Zuhilfenahme einer Methode von Koellner und Scholz (2007b) mit ein. Als Ergebnis werden verschiedene Prozentwerte von Landnutzungen für die unterschiedlichen Ausgangsstoffe der untersuchten Kraftstoffe gezeigt. Für Biodiversität werden keine Werte genannt.

Das BMU-Forschungsprojekt „Stoffstromanalyse zur nachhaltigen energetischen Nutzung von Biomasse“ (Fritsche et al., 2004) stellt Bilanzen für unterschiedliche Szenarien auf, um erschließbare Biomassepotenziale unter verschiedenen Bedingungen auszuloten. Deswegen steht in diesem Projekt beim Thema Naturschutz die Abschätzung von Flächenansprüchen des Naturschutzes, die das Potenzial der nutzbaren Biomasse verringern könnten, im Mittelpunkt. Denn durch den Bedarf an Anbauflächen für Energiepflanzen kann eine Flächenkonkurrenz zwischen Naturschutz und Biomasse entstehen. Der Flächenbedarf des Naturschutzes wird dabei aufgrund gesetzlich oder naturschutzfachlich definierter Flächenziele des Naturschutzes, wie beispielsweise Flächenbedarfen nach § 3 BNatSchG für den Biotopverbund, abgeleitet. Je nach gewähltem Szenario werden die Flächenansprüche des Naturschutzes minimal (Szenario „Biomasse“) bis maximal (Szenario „Umwelt“) erfüllt. Ohne eine qualitative, inhaltliche Bewertung vorzunehmen, wird in diesem Projekt lediglich der quantitative Aspekt der Flächeninanspruchnahme betrachtet. Neben dieser Abschätzung von Flächenrestriktionen für den Naturschutz wird eine Risikomatrix entworfen, die eine erste qualitative Einschätzung des Risikos des Biomasseanbaus für Natur und Landschaft zeigt. Wegen der fehlenden methodischen Grundlagen einer solchen naturschutzfachlichen Beurteilung wird eine Einordnung in einer Ordinalskala in den Stufen A bis E (geringes

bis hohes Risiko für Natur und Landschaft) aufgrund einer Expertenumfrage vorgenommen.

Weitergehende Ansätze finden sich bei Kaltschmitt und Reinhardt (1997), die sich bereits früher mit der ökologischen Bilanzierung von nachwachsenden Energieträgern beschäftigt haben (weiter dann auch Reinhardt und Zemanek, 2000 sowie Hartmann und Kaltschmitt, 2002). Ziel der Untersuchung war es, die Bioenergieträger anhand unterschiedlicher ökologischer Parameter unter jeweils gleichen bilanztechnischen Rahmenbedingungen miteinander zu vergleichen. Dabei stellten auch Kaltschmitt und Reinhardt (1997) fest, dass es noch kein Verfahren der Bewertung von Auswirkungen auf die Biodiversität im Rahmen von Ökobilanzen gibt. In ihrer Studie haben sie daher, neben ihrem Schwerpunkt eines allgemeinen Lebenswegevergleichs der Bioenergieträger, als methodische Neuentwicklung einen ersten Versuch der Bilanzierung von Biodiversität unternommen. Dafür wird jeweils der Anbau von Energiepflanzen mit dem Referenzsystem Brache verglichen. Die Artenvielfalt wird mit Hilfe von Indikatorgruppen dargestellt und die Empfindlichkeit der Indikatorgruppen gegenüber bestimmten Wirkfaktoren auf der Grundlage von Literaturlauswertungen charakterisiert. Die potenzielle Wirkung des Energieträgeranbaus wird aus der Verschneidung der im Rahmen der Nutzungsänderung auftretenden Wirkfaktoren mit der Empfindlichkeit der Indikatorgruppen abgeleitet. Der skizzierte Ansatz führt zu einer ersten Übersicht der potenziellen Wirkungen der Energiepflanzen auf die Biodiversität im Rahmen einer Ökobilanz.

Neben der Feststellung von Forschungsbedarf liefern die genannten Studien erste Ansätze zur Thematik. Die Aussagen bleiben jedoch sehr allgemein und unterscheiden sich erheblich von der Aussageschärfe bei anderen Wirkungskategorien der Ökobilanz, wie z. B. Treibhauseffekt oder Versauerung.

4 Ökobilanzen im Bereich Landwirtschaft

In den letzten Jahren sind einige Veröffentlichungen zur Anwendung der Ökobilanzmethode in der Landwirtschaft erschienen, die sich u. a. mit speziellen Fragen der Arten- und Biotopvielfalt in diesem Bereich beschäftigen. Dabei lassen sich grundsätzlich zwei verschiedene Konzepte unterscheiden. Zunächst gibt es Vorschläge räumlich-konkrete Flächenuntersuchungen in Ökobilanzen einzuführen, daneben wurden Vorgehensweisen entwickelt, die räumlich übergreifende Bewertungen ermöglichen könnten.

Ausführlich beschäftigt sich Geier (1999) mit der Anwendung von Ökobilanzen in der Landwirtschaft. Nach der Herausarbeitung von Besonderheiten der Landwirtschaft in der Umweltbewertung (vor allem Höhe und Qualität der Flächenbeanspruchung) schlägt er eine Reihe von Änderungen in der Ökobilanz-Methodik vor, die diesen

Besonderheiten Rechnung tragen sollen. Als einen wichtigen Punkt sieht Geier den Einbezug der Arten- und Biotopvielfalt in die Ökobilanz an und bearbeitet die Problematik, dass dieser Themenkomplex üblicherweise mit einem Ortsbezug versehen ist. Er unterscheidet zwischen nicht-qualitativen Wirkungen (Treibhauseffekt, Versauerung), die keinem bestimmten Ort zugeordnet werden und qualitativen Wirkungen (Arten- und Biotopvielfalt, Tiergerechtigkeit) mit einem Standortbezug. Im Ergebnis schlägt Geier (1999) eine Trennung der genannten Umweltwirkungen in der Ökobilanz vor. Nicht-qualitative Umweltwirkungen sind wie bisher zu berücksichtigen, qualitative Umweltwirkungen sollen auf die konkrete Fläche bezogen erfasst werden. In der Konsequenz wäre ein Einbezug der Biodiversität in die Ökobilanz nur möglich, wenn ein konkreter Ort bewertet werden soll, dessen spezifische Standortqualitäten dann untersucht werden können.

In eine ähnliche Richtung geht die von Wetterich und Haas (2000) vorgestellte Ökobilanz von 18 Allgäuer Grünlandbetrieben. Die Biotop- und Artenvielfalt wird als Kategorie in die Ökobilanz aufgenommen und durch konkrete Kartierungen mit anschließender Bewertung einbezogen.

Beide beschriebenen Ansätze benennen also für die Bewertung der Arten- und Biotopvielfalt in Ökobilanzen konkrete Standorte, die auf ihre besonderen Standorteigenschaften hin untersucht und bewertet werden können. Diese Vorgehensweise hat den Vorteil, dass die etablierten naturschutzfachlichen Bewertungsmethoden anwendbar werden. Die besondere Eigenart der Ökobilanz, räumlich übergreifende und vergleichende Aussagen über die Umweltwirkungen von verschiedenen Produkten machen zu können, geht jedoch verloren. Im Rahmen der vorgestellten Konzepte würde zunächst eine generelle Ökobilanz zum Vergleich verschiedener Biokraftstoffe ohne Biodiversitätsaspekte erfolgen müssen. In einem später erfolgenden Schritt, der bereits die Kenntnis konkreter Anbaustandorte der Energiepflanzen voraussetzt, könnte erst die Beurteilung hinsichtlich der Arten- und Biotopvielfalt erfolgen.

Brentrup et al. (2002) schlagen vor, den Grad von Umweltschäden, die verschiedene Landnutzungstypen verursachen, anhand von Hemerobiestufen, die das Ausmaß des menschlichen Einflusses erfassen, abzuschätzen. Dabei werden für Ackernutzungen 11 Untertypen vom Reisfeld bis zum Olivenhain unterschieden und mit einem bestimmten Hemerobiefaktor belegt. Die ursprüngliche Idee, das Hemerobiekonzept in Ökobilanzen zu verwenden, geht auf Klöpffer und Renner (1995) zurück. Der Ansatz von Brentrup et al. (2002) erlaubt übergreifende Aussagen. Da jedoch bei Ackerland lediglich eine Unterteilung in intensiv oder extensiv vorgenommen wird, ist das Konzept in der vorliegenden Form für eine Anwendung zum Vergleich von Biokraftstoffen nicht geeignet, da hier eine differenziertere Einteilung unerlässlich ist.

Einen neuen Weg beschreiten Müller-Wenk et al. (2004) in ihrer Studie „Landnutzung in potenziellen Fließgewässerseren - Artengefährdung und Ökobilanzen“ für das Bundesamt für Umwelt, Wald und Luft (BUWAL) der Schweiz. Auf der Grundlage von hochgerechneten Stichprobenresultaten können quantitative Aussagen über Artenrückgänge in der Ökobilanz getroffen werden. Die ermittelten Werte sind dabei ohne genaue Flächenzuordnung für die ganze Schweiz gültig. Abschließend weisen Müller-Wenk et al. (2004) allerdings darauf hin, dass „in der gegenwärtigen Praxis der Ökobilanzierung der Einbezug der Landnutzung erst in den Anfängen steckt.“

Die Studie „Ökobilanzierung von Anbausystemen im Schweizerischen Acker- und Futterbau“ der Agroscope FAL Reckenholz (Nemecek et al., 2005) beschäftigt sich ausführlich mit Bilanzierungen in der Landwirtschaft. Angewendet wurde die Methode SALCA (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment) der genannten Institution mit den üblichen Wirkungskategorien der Ökobilanz. Die Untersuchungen wurden anhand zweier Anbauversuche in der Schweiz sowie von Modellkulturen im Acker- und Futterbau durchgeführt. Da für die hier vorliegende Fragestellung insbesondere übertragbare Werte benötigt werden, sind vor allem diese Modellkulturen von Interesse. Dafür wurden 18 Ackerkulturen anhand von Statistiken und Befragungen abgeleitet (Winterweizen, Sommerweizen, Winterroggen, Wintergerste, Sommergerste, Winterraps, Sonnenblumen, Kartoffeln/früh, Kartoffeln/Lager, Silomais, Körnermais, Zuckerrüben, Futterrüben, Eiweißerbse, Soja, Ackerbohnen, Karotten und Kohl). Diese Kulturen wurden jeweils nach Landbauform (konventionell, integriert, biologisch), Intensität des Pflanzenschutzes (intensiv und extensiv) und Produktionsregion (Tal, Hügel, Berg) unterschieden. Die Bilanzierungsergebnisse wurden unter Verwendung der Datenbank ecoinvent (www.ecoinvent.ch) mittels Modellen errechnet.

Von besonderem Interesse ist hier die innerhalb der vorgestellten Studie neu entwickelte Methode, die auch Abschätzungen der potenziellen Wirkung der landwirtschaftlichen Produktion auf die Biodiversität erlauben soll. Dafür wurden 11 Indikator-Gruppen definiert (Segetalflora, Graslandflora, Vögel, Kleinsäuger, Amphibien, Mollusken, Spinnen, Laufkäfer, Tagfalter, Bienen und Heuschrecken). Es wird sowohl die gesamte Artenvielfalt als auch das Vorkommen von seltenen Arten bewertet. Dazu werden die typischen Bewirtschaftungsweisen der Habitate aufgelistet und für jede Indikatorartengruppe in den Stufen 0 bis 5 benotet. Aus der Bewertung aller landwirtschaftlichen Aktivitäten wird für jedes Habitat ein Mittelwert gebildet und so eine Anzahl zu vergebener Biodiversitätspunkte ermittelt.

Im Rahmen dieser Studie wurde also versucht, die Wirkungen landwirtschaftlicher Aktivitäten auf die Bio-

diversität quantitativ im gleichen Bewertungskontext wie die üblichen Wirkungskategorien in einer Ökobilanz abzuschätzen. Leider ist in der bisher veröffentlichten Publikation die Methode nur kurz beschrieben. Von der in der Studie angekündigten detaillierten Veröffentlichung können weiterführende Erkenntnisse erwartet werden, auch wenn die Methode nicht für Energiepflanzen und für Schweizer Verhältnisse erstellt wurde.

5 Methodendiskussionen

Da die bisher durchgeführten Ökobilanzen, wie dargestellt, keine befriedigenden Resultate für die gestellte Aufgabe ergeben, soll nun die Ökobilanzmethode selbst daraufhin untersucht werden, ob sie geeignete Methodenelemente dafür liefert, Auswirkungen auf Biodiversität zu prüfen. Der grundsätzliche Aufbau einer Ökobilanz wurde bereits in Abschnitt 2 geschildert. Die Ökobilanznormen beinhalten indessen keine rezeptartigen Vorgehensweisen, es gibt daher diverse Handbücher zu Ökobilanzen in der Literatur (z. B. Guineé et al., 2002; Udo de Haes, 2002). Als geeignete Wirkungskategorie für die Bewertung von Landnutzungen wird weitgehend übereinstimmend die Kategorie „land use“ genannt. Allerdings gibt es für diese Wirkungskategorie noch keine anerkannte Methodik und es wird auf die verschiedenen Diskussionsbeiträge in der aktuellen Literatur verwiesen.

Auf internationaler Ebene ist in diesem Zusammenhang in den letzten Jahren eine zunehmende Anzahl von Veröffentlichungen zu verzeichnen, die sich mit der Integration von land use als Wirkungskategorie in Ökobilanzen befassen. Dabei geht es neben Aspekten wie Bodenfruchtbarkeit oder Erosion auch um Auswirkungen der Landnutzungen auf die Biodiversität. Einige wichtige Punkte der einschlägigen Publikationen werden nachfolgend zusammengefasst.

Wichtige Akteure bei den Entwicklungen international anerkannter Methoden der Ökobilanzierung sind die SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry), die u. a. die Guidelines for Life-Cycle Assessment: A Code of Practice (Consoli und Allem, 1993) veröffentlichte und die UNEP (United Nations Environment Programme). Eine Arbeitsgruppe „land use“ der UNEP-SETAC Life Cycle Initiative bemüht sich um das Thema, eine gemeinsame Festlegung, wie land use in der Ökobilanz zu behandeln ist, liegt jedoch nicht vor. Müller-Wenk fasste 2005 als Mitglied der Arbeitsgruppe den Stand der Forschung von SETAC zusammen. Generell ist danach die Betrachtung von land use auf zwei verschiedenen Stufen möglich: Man könnte entweder die Nutzungsarten (land use types) oder Einzelaktivitäten der Nutzungen wie Pflügen und Bewässern (elementary activities of land use) aufzählen. Abschließende Listen liegen für beide Ebenen noch nicht

vor. Ein zentrales Element für die Bewertung ist weiterhin die Unterscheidung von Okkupation bzw. Transformation von Land. Im ersten Fall wird lediglich die Belegung der Flächen mit einer bestimmten Nutzung für einen bestimmten Zeitraum betrachtet, während im zweiten Fall die vorgeschaltete Veränderung von Flächen für bestimmte Nutzungen, z. B. durch Trockenlegung, im Mittelpunkt steht. Mit Hilfe von Satellitendaten könnte zudem eine grobe Differenzierung nach geografischen Regionen vorgenommen werden, um schließlich zu einer quantitativen Beurteilung der Reduktion von Biodiversität durch die betrachtete Nutzung zu kommen.

Im Januar 2007 erschien ein Themenheft „land use“ des International Journal of Life Cycle Assessment, das sich ausführlich dem Thema widmet. Der zentrale Artikel der Arbeitsgruppe „land use“ der UNEP-SETAC Life Cycle Initiative bietet „Key Elements in a Framework for Land Use Impact Assessment within LCA“ (Milà i Canals et al., 2007a). Es wird ein Überblick über die Literatur des Themenbereichs gegeben und festgestellt, dass zwar Landnutzungen wie Land- oder Forstwirtschaft erhebliche Auswirkungen auf Biodiversität und Bodenqualität haben, aber es bisher keine anerkannte Methodik für deren Bewertung in Ökobilanzen gibt. Ziel des genannten Artikels ist es deswegen, zumindest einen grundsätzlichen Rahmen dafür vorzuschlagen.

Es werden die bereits erwähnten Prozesse der Okkupation und Transformation (elementary flows oder interventions) unterschieden, die in die Sachbilanz einfließen sollen, wobei die Okkupation in ha/a und die Transformation in ha gemessen wird. Neben diesen Werten benötigt die Sachbilanz eine quantitative Beschreibung dieser Prozesse, um die Landqualität vor, während und nach der Landnutzung quantifizieren und mit einer Referenzsituation vergleichen zu können. Abbildung 4 zeigt die genannten Aspekte im Zusammenhang. Die Ereignisse werden im zeitlichen Verlauf dargestellt. In der Zeit vor t_0 hat die Landqualität einen bestimmten historischen Wert Q_{his} . Zum Zeitpunkt t_0 findet der Transformationsprozess (z. B. Grünlandumbruch) statt und die Landqualität verändert sich schlagartig auf Q_0 , die nicht zwangsläufig, wie in der Abbildung vereinfachend angenommen, schlechter sein muss als der Anfangswert. Im Zeitraum von t_0 bis t_{fin} wird das Land für die betrachtete Nutzung okkupiert und die Landqualität entwickelt sich unter dem neuen Gebrauch von Q_0 zu Q_{fin} , wobei hier ebenfalls nicht zwangsläufig eine Verschlechterung eintreten muss. Nach Ende der Nutzung wird im Zeitbereich von t_{fin} bis t_{rel} eine natürliche Erholungsphase ohne menschliche Einwirkungen angenommen, in der sich die Flächenqualität von Q_{fin} auf Q_{rel} verändert. Nach dem Zeitpunkt t_{rel} wird eine stabile neue Landqualität angenommen, die sich von der Ausgangsqualität unterscheidet. Im weiteren Verlauf des genannten Artikels wird für die

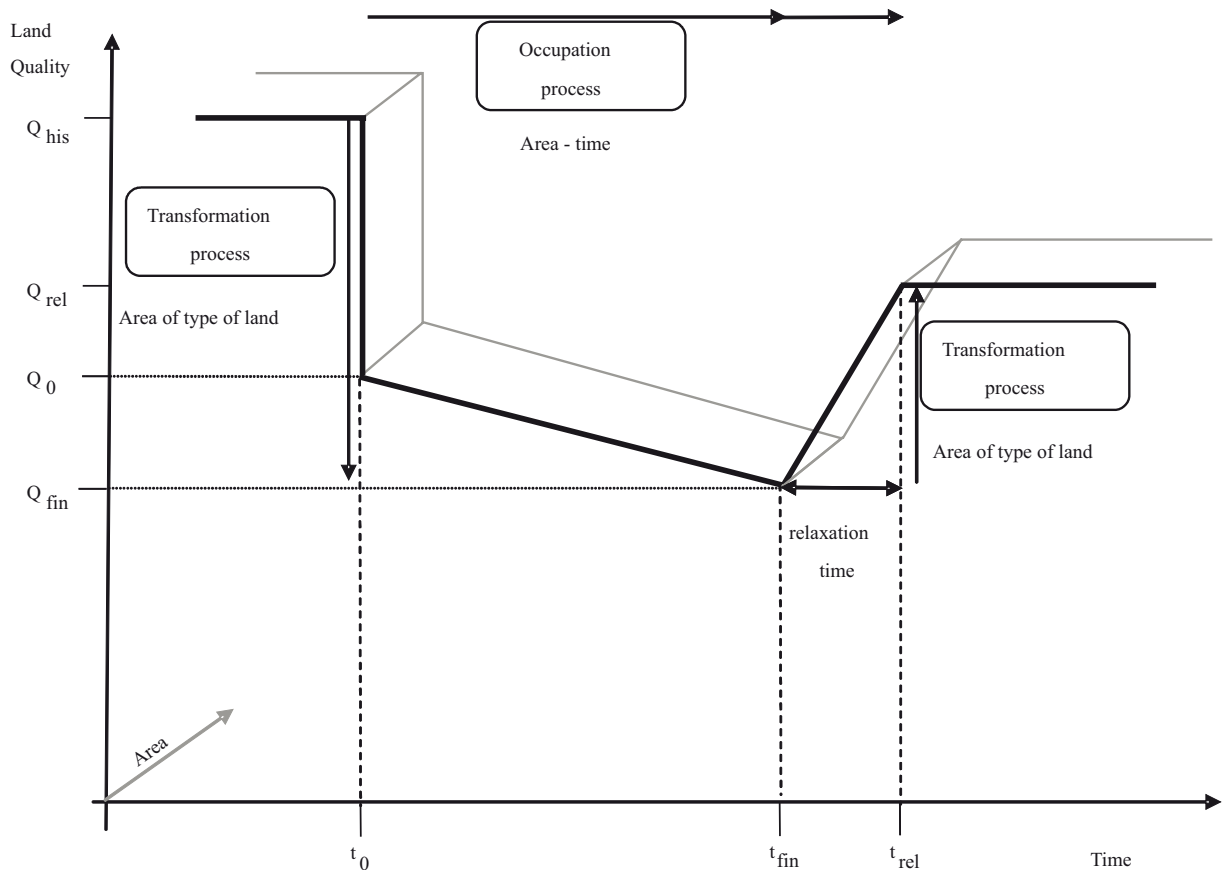


Abbildung 4:

Entwicklung der Landqualität bei Veränderungen durch Transformation und Okkupation (Lindejer et al., 2002; verändert von Milà i Canals et al., 2007a)

Phase nach dem betrachteten Gebrauch auch die Möglichkeit einer kontinuierlichen Landnutzung besprochen. Außerdem wird das Problem einer geeigneten Referenzsituation aufgezeigt und eine dynamische Referenzsituation vorgeschlagen, die je nach Zweck der Ökobilanz eine natürliche Erholung oder eine Alternativnutzung sein kann.

Ein sehr ausführlicher Beitrag (Guinée et al., 2006) beschäftigt sich mit „Life cycle approaches for Conservation Agriculture“. Die Autoren beschreiben in ihrem Beitrag die einzelnen Phasen einer Ökobilanz aus einem agrarspezifischen Blickwinkel. Als funktionelle Einheit, auf die sich Vergleichssysteme beziehen könnten, wird 1 kg der getrockneten Ernte genannt. Geeignete Prozesse können die bereits dargestellten Transformationen und Okkupationen sein. Für Feldfrüchte wie Weizen und Mais werden relevante Parameter für die Sachbilanz in Flussdiagrammen qualitativ dargestellt. Im Ergebnis wird auch hier auf mangelnde Methoden für Biodiversität und Datenmangel hingewiesen.

Einige Aspekte werden zzt. sehr kontrovers diskutiert. Schon die grundsätzliche Frage, ob Landnutzungen überhaupt in Ökobilanzen passen, ist nicht unumstritten. Die bereits erwähnten Guinée et al. (2006) unterscheiden theoretisch drei Arten von Auswirkungen der Landnutzung:

Auswirkungen, die im traditionellen Rahmen der Ökobilanzen prüfbar sind, Auswirkungen, die Spezialmethoden einer landwirtschaftlichen Ökobilanz bedürften sowie Auswirkungen, die im Rahmen von Ökobilanzen nicht prüfbar sind. Es fehlt indes eine Differenzierung, welche Effekte zu welcher Kategorie gehören sollen. Udo de Haes (2006) betont die spezielle Struktur von Ökobilanzen, die integrierbaren Aspekten klare Grenzen setzt. Insbesondere bezweifelt er, ob einmalige Ereignisse ohne flow-character wie Transformationen Produkten zugerechnet werden können. Er hält es nicht für sinnvoll, nicht passende Gesichtspunkte mathematisch in den Ökobilanzrahmen zu zwingen. Indessen betonen Milà i Canals et al. (2007b) in diesem Zusammenhang die klare Notwendigkeit, auch biotische Prozesse in Ökobilanzen zu integrieren, da sonst viele Produkte lückenhaft und somit eigentlich gar nicht mit Ökobilanzen vergleichbar sind. Als Beispiel nennen sie den Produktvergleich von Baumwollhemden mit synthetisch hergestellten Hemden. Würden die Folgen der Baumwollproduktion nicht berücksichtigt, wäre ein Vergleich der Produkte völlig verfälscht. Die Autoren gehen weiterhin selbstverständlich davon aus, dass auch einmalige, vorbereitende Prozesse bilanziert werden können. Dies werde bei anderen Produktionsprozessen (z. B. Metall) nicht

bezweifelt. Milà i Canals et al. (2007b) sehen die Grenzen der Ökobilanz und erwähnen, dass sicherlich andere Methoden Landnutzungen differenzierter analysieren können. Jedoch würden nur mit der Ökobilanz umfassende Lebenszyklusbetrachtungen als Unterstützung für komplexe Entscheidungen durchgeführt und da dürften die Auswirkungen der Landnutzung nicht fehlen.

Völlig offen ist das Problem geeigneter Indikatoren für Landnutzungen im Allgemeinen und für Auswirkungen auf die Arten- und Biotopvielfalt im Speziellen. Diskutiert als Indikatoren im Bereich Biodiversität werden z. B. die Vollständigkeit von Artenvorkommen und Umweltfunktionen innerhalb bestimmter Ökosysteme (Milà i Canals et al., 2006) oder das Vorkommen von Schlüssel- oder Rote Liste Arten (Milà i Canals et al., 2007a, vgl. auch Abschnitt 4).

Erörtert wird schließlich die Frage, ob eine biogeografische Differenzierung in Ökobilanzen möglich ist. Udo de Haes (2006) verneint diese Frage mit dem Argument, dass Ökobilanzen generell raumunabhängig seien und für alle Regionen der Welt gelten müssten. Milà i Canals et al. (2007a) teilen diese Ansicht nicht: „There is a growing body of evidence that the site-dependency of environmental impacts needs to be incorporated in the normal LCA practice if we are to provide meaningful results“. Wie das allerdings erfolgen soll, bleibt offen. Von denselben Autoren wird an anderer Stelle darauf hingewiesen, dass auch in weiteren Wirkungskategorien bereits raumabhängige Charakterisierungsfaktoren benutzt werden. So wurde z. B. für SO₂-Emissionen zwischen Nord- und Südschweden differenziert (Milà i Canals et al., 2007b). Koellner und Scholz (2007a) wollen zwischen zwei verschiedenen Typen von Entscheidungen unterscheiden: Bei der Nutzung von räumlich bekannten Flächen gäbe es bewährte Methoden wie die UVP, die benutzt werden könnten. Seien dagegen Entscheidungen wie z. B. in der Nahrungsmittelindustrie zu treffen, bei denen keine Rauminformationen vorlägen, müsse eine Ökobilanz mit einer raumunabhängigen Prüfung von Auswirkungen der Landnutzung erfolgen.

6 Schlussfolgerungen

Eingangs wurde die Frage formuliert, inwieweit mit Hilfe von Ökobilanzen die Folgen des Anbaus für Biokraftstoffe auf die Biodiversität ermittelt werden können. Diese Fragestellung führte von der logischen Abfolge her zunächst zu bereits durchgeführten Ökobilanzstudien von Biokraftstoffen und Biomasse, sowie allgemein zum Bereich Landwirtschaft. Da dort keine Ergebnisse für die genannte Frage zu finden waren, wurde anschließend untersucht, ob im Rahmen der internationalen Methodendiskussionen für Ökobilanzen neue Ansätze zu finden sind, mit deren Hilfe die Auswirkungen auf die Biodiversität beurteilt werden könnten.

Im Endergebnis ist festzuhalten, dass es einige erfolgversprechende Ansätze gibt, aber keine differenzierte, direkt anwendbare Methode, mit deren Hilfe unterschiedliche Biokraftstoffe hinsichtlich ihrer Wirkungen auf die Biodiversität in Ökobilanzen bilanziert werden können. Eine Aussage, wie verschiedene Varianten des energiepolitisch anvisierten massiven Ausbaus von Energiepflanzen für biogene Kraftstoffe hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die Biodiversität zu beurteilen sind, ist mit den bestehenden Methoden im Rahmen von Ökobilanzen derzeit nicht möglich.

Ein aktuelles, von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) gefördertes Projekt des Instituts für Technologie und Biosystemtechnik der FAL und des Instituts für Umweltplanung der Universität Hannover beschäftigt sich mit Möglichkeiten der Integration von Biodiversitätsaspekten in Ökobilanzen für biogene Kraftstoffe. Der Fokus der Arbeit liegt dabei auf der Methodenentwicklung durch Integration von raum- und umweltplanerischen Arbeitsweisen in die Ökobilanz.

Literatur

- BioKraftQuG (2006) Biokraftstoffquotengesetz : Gesetz zur Einführung einer Biokraftstoffquote durch Änderung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes und zur Änderung energie- und stromsteuerrechtlicher Vorschriften. Bundesgesetzblatt : Teil I / Bundesminister der Justiz (62):3180-3188
- Brentrup F, Küsters J, Lammel J, Kuhlmann H (2002) Life cycle impact assessment of land use based on the hemeroby concept. *Int J LCA* 7(6):339-348
- Commission of the European Communities (2006) Commission Staff Working Document : annex to the communication from the commission ; an EU strategy for biofuels - impact assessment. COM (2006) 34 final
- Consoli F, Allen D SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) (1993) Guidelines for life-cycle assessment: a code of practice : from the SETAC Workshop held at Sesimbra, Portugal, 31 March - 3 April 1993. Brussels : SETAC
- Deutsches Institut für Normung (2006) Umweltmanagement Grundsätze und Rahmenbedingungen - Ökobilanz : DIN EN ISO 14040. Berlin : Beuth
- Deutsches Institut für Normung (2006) Umweltmanagement - Ökobilanz - Anforderungen und Anleitungen : DIN EN ISO 14044. Berlin : Beuth
- Directive 2003/17/EC of the European Parliament and the Council of 3 March 2003 amending Directive 98/70/EC relating to the quality of petrol and diesel fuels. *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften* : L, Rechtsvorschriften L76:10
- Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (2006) Zertifizierung von Biokraftstoffen. Pressemitteilung [online]. Zu finden in < http://www.fnr.de/cms35/Aktuelle_Nachricht.997+M5d1d84eab11.0.html > [zitiert am 21.09.2007]
- Fritsche UR, Dehoust G, Jenseit W, Hünecke K, Rausch L, Schüler D, Wiegmann K, Heinz A, Hiebel M, Ising M, Kabasci S, Unger C, Thrän D, Fröhlich N, Scholwin F, Reinhardt GA, Gärtner SO, Patyk A, Baur F, Bemann U, Groß B, Heib M, Ziegler C, Flake M, Schmehl M,

- Simon S (2004) Stoffstromanalyse zur nachhaltigen energetischen Nutzung von Biomasse. Endbericht zu einem F+E-Vorhaben des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit - Projektträger FZ Jülich. Darmstadt : Öko-Institut
- Geier U (1999) Anwendung der Ökobilanz-Methode in der Landwirtschaft. SchR Inst Organischen Landbau Univ Bonn 13
- Guinée J, Gorrée M, Heijungs R, Huppes G, Kleijn R, de Koning A, van Oers L, Wegener Sleeswijk A, Suh S, Udo de Haes HA, de Bruijn H, van Duin R, Huijbregts MAJ, Lindeijer E, Roorda AAH, van der Ven BL, Weidema BP (eds) (2002) Handbook on life cycle assessment : operational guide to the ISO standards. Dordrecht : Kluwer
- Guinée J, van Oers L, de Koning A, Tamis W (2006) Life cycle approaches for conservation agriculture : final report. CML report 171
- Hartmann H, Kaltschmitt M (eds) (2002) Biomasse als erneuerbarer Energieträger : eine technische, ökologische und ökonomische Analyse im Kontext der übrigen erneuerbaren Energien. Münster : Landwirtschaftsverl., Schriftenr. Wachsende Rohstoffe 3
- Kaltschmitt M, Reinhardt GA (eds) (1997) Wachsende Energieträger : Grundlagen, Verfahren, ökologische Bilanzierung. Braunschweig : Vieweg, 527 p
- Klopffer W, Renner I (1995) Methodik der Wirkungsbilanz im Rahmen von Produkt-Ökobilanzen unter Berücksichtigung nicht oder schwer quantifizierbarer Umwelt-Kategorien. In: Deutschland / Umweltbundesamt (1995) Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen : Wirkungsbilanz und Bewertung. Berlin : Umweltbundesamt, Texte Umweltbundesamt 95/23, UBA-FB 95-034
- Klopffer W, Renner I, Schmidt E, Tappeser B, Gensch CO, Gaugitsch H (2001) Methodische Weiterentwicklung der Wirkungsabschätzung in Ökobilanzen (LCA) gentechnisch veränderter Pflanzen. Wien : Umweltbundesamt, 56 p, Monographien / Umweltbundesamt 143
- Koellner T, Scholz RW (2007a) Assessment of land use impacts on the natural environment : part 1: an analytical framework for pure land occupation and land use change. *Int J LCA* 12(1):16-23
- Koellner T, Scholz RW (2007b) Assessment of land use impacts on the natural environment : part 2: generic characterization factors for local species diversity in Central Europe. *Int J LCA* 12(1):23
- Kommission der Europäischen Gemeinschaften (2006) Mitteilung der Kommission : eine EU-Strategie für Biokraftstoffe [online]. Zu finden in <http://ec.europa.eu/agriculture/biomass/biofuel/com2006_34_de.pdf> [zitiert am 21.09.2007]
- Kommission der Europäischen Gemeinschaften (2007) Mitteilung der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament : Fortschrittsbericht Biokraftstoffe ; Bericht über die Fortschritte bei der Verwendung von Biokraftstoffen und anderen erneuerbaren Kraftstoffen in den Mitgliedstaaten der Europäischen Union [online]. Zu finden in <<http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2006:0845:FIN:DE:HTML>> [zitiert am 21.09.2007]
- Lindeijer EW, Müller-Wenk R, Steen B (2002) Impact assessment of resources and land use. In: Udo de Haes HA, Finnveden G, Goedkoop M, Hauschild M, Hertwich EG, Hofstetter P, Jolliet O, Klöpffer W, Krewitt W, Lindeijer EW, Müller-Wenk R, Olsen SI, Pennington DW, Potting J, Steen B (eds) (2002) Life cycle impact assessment : striving towards best practice. Pensacola, USA : SETAC, pp 11-64
- Milá i Canals L, Bauer C, Depestele J, Dubreuil A, Freiermuth Knuchel R, Gaillard G, Michelsen O, Müller-Wenk R, Rydgren B (2007a) Key elements in a framework for land use impact assessment within LCA. *Int J LCA* 12(1):5-15
- Milá i Canals L, Clift R, Basson L, Hansen Y, Brandão M (2006) State-of-the-art : land use in LCA ; expert workshop on land use impacts in life cycle assessment (LCA), 12-13 June 2006 Guildford, Surrey (UK). *Int J LCA* 11(5):363-368
- Milá i Canals L, Müller-Wenk R, Bauer C, Depestele J, Dubreuil A, Freiermuth Knuchel R, Gaillard G, Michelsen O, Rydgren B (2007b) Letters to the editor: response to Helias Udo de Haes ; key elements in a framework for land use impact assessment within LCA. *Int J LCA* 12(1):2-4
- Müller-Wenk R (2005) Zusammenfassung zum Stand der Forschung für das Impact Assessment von Landnutzung in Ökobilanzen : Diskussionsforum Ökobilanzen [online]. Zu finden in <<http://www.lcainfo.ch/DF/DF14/Mueller-Wenk.pdf>> [zitiert am 21.09.2007]
- Müller-Wenk R, Huber F, Kuhn N, Peter A (2004) Landnutzung in potenziellen Fließgewässerräumen - Artengefährdung und Ökobilanzen. Bern : BUWAL, 80 p, Schriftenreihe Umwelt 361
- Nemecek T, Huguenin-Elie O, Dubois D, Gaillard G (2005) Ökobilanzierung von Anbausystemen im schweizerischen Acker- und Futterbau. Zürich : FAL, 155p, Schriftenreihe der FAL 58
- Quirin M, Gärtner SO, Pehnt M, Reinhardt GA (2004) CO₂-Studie : Vorhaben Nr. 814 : CO₂-neutrale Wege zukünftiger Mobilität durch Biokraftstoffe : eine Bestandsaufnahme ; Abschlussbericht. Frankfurt a M : FVV, Forschungsvereinigung Verbrennungskraftmaschinen 789
- Reinhardt GA, Gärtner S, Patyk A, Rettenmaier N (2006) Ökobilanzen zu BTL : eine ökologische Einschätzung / Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg ; gefördert durch das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV), Projektträger: Fachagentur Wachsende Rohstoffe e.V. Heidelberg : IFEU, 100 p
- Reinhardt GA, Zemanek G (2000) Ökobilanz Bioenergieträger : Basisdaten, Ergebnisse, Bewertungen. Berlin : Erich Schmidt, 163 p, Initiativen zum Umweltschutz 17
- Richtlinie 2003/30/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 8. Mai 2003 zur Förderung der Verwendung von Biokraftstoffen oder anderen erneuerbaren Kraftstoffen im Verkehrssektor Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften : L, Rechtsvorschriften 123:42
- Schmitz N (2007) Nachhaltigkeit und Zertifizierung von Biokraftstoffen, Berlin, 12. Juni 2007. Präsentation meo consulting team beim VDB: Biokraftstoffe in der Diskussion - wie zukunftsfähig sind sie wirklich? [online]. Zu finden in <<http://www.unendlich-viel-energie.de/index.php?id=291>> [zitiert am 21.09.2007]
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2007) Klimaschutz durch Biomasse : Hausdruck des Sondergutachtens [online]. Zu finden in <http://www.umweltrat.de/02gutach/download02/sonderg/SG_Biomasse_2007_Hausdruck.pdf> [zitiert am 21.09.2007]
- Udo de Haes HA (2006) How to approach land use in LCIA or, how to avoid the Cinderella effect? : Comments on 'key elements in a framework for land use impact assessment within LCA. *Int J LCA* 11(4):219-221
- Udo de Haes HA, Finnveden G, Goedkoop M, Hauschild M, Hertwich EG, Hofstetter P, Jolliet O, Klöpffer W, Krewitt W, Lindeijer EW, Müller-Wenk R, Olsen SI, Pennington DW, Potting J, Steen B (eds) (2002) Life-cycle impact assessment : striving towards best practice. Pensacola : SETAC, 272 p
- Wetterich F, Haas G (2000) Ökobilanz der Landwirtschaft im Allgäu : Umweltkategorien, Landschaftsbild, Biotop- und Artenschutz. *Nat Landschaft* 75(12):474-480
- Zah R, Böni H, Gauch M, Hischer R, Lehmann M, Wäger P (2007) Ökobilanz von Energieprodukten : ökologische Bewertung von Biotreibstoffen. EMPA (Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt), Schlussbericht [online]. Zu finden in <www.news-service.admin.ch/NSBSubscriber/message/attachments/8514.pdf> [zitiert am 21.09.2007]

