

Biologische Vielfalt in Ökobilanzen

Eine Integration am Beispiel biogener Kraftstoffe

Von der Fakultät für Architektur und Landschaft
der Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover

zur Erlangung des akademischen Grades Doktorin der
Ingenieurwissenschaften (Dr.-Ing.)

genehmigte Dissertation von

Dipl.-Ing. Barbara Urban

geboren am 27.07.1964 in Braunschweig

2011

Referentin:

Prof. Dr. Christina von Haaren

Institut für Umweltplanung, Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover

Korreferent:

Prof. Dr. Jürgen Krahl

Hochschule Coburg

Tag der Promotion: 15.07.2011

Vorwort und Dank

Die erste Idee für diese Dissertation entstand im Jahr 2002 während meiner Tätigkeit im Institut für Agrartechnologie und Biosystemtechnik des Johann Heinrich von Thünen-Instituts in Braunschweig (damals noch F.A.L.). Die Emissionen von Biokraftstoffen werden genau untersucht. Wie verhält es sich jedoch mit Auswirkungen auf Natur und Landschaft? Müsste eine Ökobilanz diese nicht ebenfalls berücksichtigen? Von diesem ersten Gedanken bis zur Fertigstellung dieser Arbeit war es ein weiter Weg. Ein erfolgreicher Antrag bei der Deutschen Forschungsgemeinschaft ermöglichte ein Kooperationsprojekt zwischen dem Institut für Umweltplanung der Leibniz Universität Hannover und dem Institut für Agrartechnologie und Biosystemtechnik des Johann Heinrich von Thünen-Instituts in Braunschweig von 2007 bis 2010: „Entwicklung einer Methode zur Bewertung der Arten- und Biotopvielfalt (Biodiversität) in Ökobilanzen am Beispiel biogener Kraftstoffe“. Im Rahmen meiner Tätigkeit als wissenschaftliche Mitarbeiterin in diesem Projekt wurde es mir ermöglicht, meine Dissertation an dieses Vorhaben zu koppeln. Ich danke der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die Finanzierung des Forschungsvorhabens.

Mein größter Dank gilt Frau Prof. Dr. Christina von Haaren, Herrn Prof. Dr. Jürgen Krahl und Herrn Prof. Dr. Axel Munack für die Unterstützung dieser Dissertation. Frau Prof. Dr. Christina von Haaren danke ich für die Betreuung der Arbeit, ihre konstruktive Begleitung und ihre wertvollen fachlichen Anregungen. Ein herzlicher Dank geht an Herrn Prof. Dr. Jürgen Krahl, der die Idee von den allerersten Anfängen an intensiv unterstützt hat, stets an ihre Umsetzung glaubte und immer ein Fels in der Brandung war. Herrn Prof. Dr. Axel Munack danke ich für die Möglichkeit, die Arbeit in seinem Institut anfertigen zu dürfen und für viele, nicht selbstverständliche Hilfen, die dazu beitragen, dass ich sehr gern am Institut arbeite (mit Unterbrechungen seit 1990!).

Bedanken möchte ich mich bei vielen Kollegen und Kolleginnen am Johann Heinrich von Thünen-Institut für das angenehme Arbeitsklima, Anregungen und aufmunternde Gespräche. Insbesondere danke ich Herrn Olaf Schröder für seine schnellen Excel-Hilfen, Herrn Helge Meyer-Borstel für seine kompetente GIS-Unterstützung und Frau Liselotte Kaczmarek für die Hilfe bei Abbildungen. Der gesamten Arbeitsgruppe Biokraftstoffe danke ich für den netten und oft witzigen Austausch im Alltag. Des Weiteren danke ich Herrn Dr. Joachim Brunotte, Herrn Prof. Dr. Frank Schuchardt, Herrn Dr. Heinz Stichnothe, Herrn Bernhard Osterburg, Herrn Dr. Thomas Schmidt und Herrn Dr. Jens Dauber für die fachliche Beratung. Ich danke meinen wissenschaftlichen Hilfskräften im DFG-Projekt Frau Sonja Sporn und Herrn Robert Koch. Für die freundschaftliche Unterstützung und ein stets offenes Ohr bedanke ich mich insbesondere bei Frau Regine Wörner und Herrn Hans-Jürgen Helke.

Ich danke vielen Kollegen und Kolleginnen der Leibniz Universität Hannover: Vor allem Frau Dr. Astrid Lipski und Frau Daniela Kempa für die GIS-Unterstützung, Frau Dr. Katrin Vogel für inhaltliche und persönliche Tipps, Frau Dr. Sylvia Herrmann, Herrn Prof. Dr. Michael Reich und Herrn Prof. Dr. Michael Rode für fachliche Anregungen, Frau Birte Bredemeier und Herrn Dr. Stefan Rüter für die Durchsicht des Buchmanuskripts (Teil E der vorliegenden Dissertation),

Frau Ingrid Lauterlein für die Verwaltung des DFG-Projekts, Frau Imke Hennemann-Kreikenbohm für den persönlichen und fachlichen Austausch. Hervorheben möchte ich meinen Dank an Frau Prof. Dr. Bettina Oppermann für die inhaltliche und moralische Unterstützung bei meiner dreimaligen Teilnahme am Seminar in Loccum. Diese Seminare und ihre Teilnehmer haben mich vor allem in der Antragsphase und Ideenentwicklung enorm unterstützt.

Herrn Dr. Jörg Schweinle, Frau Anne Rödl, Frau Prof. Dr. Liselotte Schebek, Herrn Jens Buchgeister und verschiedenen Teilnehmern der „Ökobilanzwerkstätten“ danke ich für ihre vielfältigen Beiträge und Diskussionen. Durch Sie alle habe ich meinen Weg in die Ökobilanz-Community gefunden. Ein Dank geht auch an verschiedene weitere Experten, die ich im Rahmen meiner Arbeit befragt habe.

Ein spezieller Dank richtet sich an Frau Angela Klöcker für ihre äußerst hilfreiche Promotionsberatung. Dankbar bin ich ebenso für das sehr erhellende Coaching durch Frau Dr. Claudia Schünemann. Danke auch an weitere Leiter und Mitwirkende verschiedener Kurse von „fimint“.

Ein besonderer Dank gilt meinen persönlichen Freunden und Bekannten sowie meiner Familie für ihre Geduld und Unterstützung. Besonders danke ich Herrn Thomas Wellner für manches Gespräch, das die Welt wieder in ihre richtigen Dimensionen brachte.

Der letzte und liebe Dank geht an meine beiden Männer zu Hause. Meinem Mann Volker Urban danke ich für seine starke Schulter zum Anlehnen, seine unbeschränkte Bereitschaft jegliche Dinge zu besprechen und seine Geduld mit dieser Arbeit. Meinem Sohn Paul Urban danke ich für seine Lebensenergie, seine unkonventionellen Kommentare zu meiner Arbeit und die immer wieder wichtige Erkenntnis, dass Arbeit nicht (jederzeit) das Wichtigste im Leben ist.

Vielen herzlichen Dank Ihnen und Euch allen!

Braunschweig, im April 2011

Barbara Urban

Biologische Vielfalt in Ökobilanzen

Eine Integration am Beispiel biogener Kraftstoffe

Barbara Urban

INHALTSVERZEICHNIS

VORWORT UND DANK	3
ZUSAMMENFASSUNG	7
ABSTRACT	9
A Einleitung und Übersicht	11
B Analyse der Ökobilanz als Methode zur Beurteilung von Auswirkungen des landwirtschaftlichen Anbaus für Biokraftstoffe auf die Biodiversität ...	21
C Konzept für eine methodische Integration am Beispiel biogener Kraftstoffe	23
D Vom Konzept zur Umsetzung.....	25
E Methode zur Bewertung der Biodiversität in Ökobilanzen am Beispiel biogener Kraftstoffe - Aussagemöglichkeiten und -grenzen für Ökobilanzen auf Bundesebene auf der Basis vorhandener Daten	27
F Spatially differentiated method for the examination of biodiversity in LCA exemplified by biofuels.....	29
G Erweiterte Betrachtungen und Diskussion.....	45
QUELLENVERZEICHNIS	57

Zusammenfassung

Die kritisch diskutierten Wirkungen auf die biologische Vielfalt durch den intensiven Anbau von Energiepflanzen fehlen in Ökobilanzen von Biokraftstoffen weitgehend aufgrund inhaltlicher und methodischer Defizite. Diese waren Anlass zur Erarbeitung eines neuen methodischen Ansatzes zur Wirkungsabschätzung für Biodiversität. Als zentrale Forschungsfrage galt es dabei zu klären, wie die für die Beurteilung von Biodiversitätsveränderungen zwingend erforderlichen räumlichen Bezüge in die räumlich unspezifischen Ökobilanzen einbezogen werden können.

In der Methodenentwicklung wurde das in der räumlichen Umweltplanung verfügbare Methodenwissen für die Ökobilanz erschlossen. Dafür wurden die beiden Methodenspektren der Ökobilanz und der Umweltplanung systematisch in Hinblick auf Schnittstellen und Integrationsmöglichkeiten sowie Unterschiede untersucht. Das raumbezogene Vorgehen der Umweltplanung muss für eine adäquate Beurteilung von Biodiversität in das produktbezogene Vorgehen der Ökobilanz integriert werden. Dafür werden Wirkungsindikatoren mit Hilfe eines Geografischen Informationssystems (GIS) räumlich differenziert abgebildet.

Es wurde eine Methode entwickelt, die auf einer höheren räumlichen Ebene (Deutschland) angewendet werden kann, ohne flächenkonkret vorzugehen und dennoch den für die Biodiversität notwendigen Bezug zu räumlichen Ausprägungen herstellt. Es finden keine flächenkonkreten Überlagerungen wie in der ökologischen Risikoanalyse statt. Jedoch wird durch die Umrechnung räumlicher Ausprägungen in Prozentwerte auf Landkreisebene eine deutschlandweite räumliche Differenzierung möglich. Ein Vorteil der Methode wird darin gesehen, dass sie ermöglicht, verschiedene eigentlich getrennte Wirkebenen (Fläche, Umgebung und Landschaft) durch den Bezug zur funktionellen Einheit und die Bearbeitung mit Modellkulturen auf einer Ebene (Landkreis als Bewertungsobjekt) zusammenzuführen. In der Summe können abstrakte Aussagen für die Ökobilanz auf nationaler Ebene getroffen werden, die den für Biodiversität notwendigen räumlich differenzierten Hintergrund haben und insbesondere auch Auswirkungen auf der Landschaftsebene einbeziehen. Am Beispiel Bioethanol aus Weizen wird das Vorgehen erläutert. In der Gesamtschau der Indikatoren ergibt sich ein „Biodiversitätsprofil“ für den betrachteten Kraftstoff mit einem bestimmten Mengenziel. Das methodisch neue Vorgehen zeigt damit im Ansatz einen Weg auf, wie eine Transformation von räumlichem Wissen über Biodiversität in die räumlich unspezifische Ökobilanz gelingen kann. Entscheidend dafür ist eine „Übersetzung“ von Mengenzielen des Produkts (Beispiel Biokraftstoffquote) in Flächenziele. Denn dadurch wird die für Biodiversität notwendige raumbezogene Bewertung über Szenarien möglich. Durch die „Rückübersetzung“ der Ergebnisse zum ursächlichen Produkt entsteht das letztlich von der Ökobilanz benötigte Resultat in „Biodiversitätsveränderungen pro Produkteinheit“. Das Konzept ist nicht als abschließende Lösung zu betrachten, sondern als erster Ansatz, wie eine räumlich differenzierte Wirkungsabschätzung für Biodiversität in die Ökobilanz integriert werden könnte. Die Methode ist in vielen Teilen noch ausbau- und ergänzungsbedürftig sowie grundsätzlich offen für bessere Eingangsdaten.

Die Wirkungskategorie Land Use in der Ökobilanz soll bisher so verschiedene Wirkungen wie Naturschutz insgesamt, Biodiversität, Bodenschutz, Erosion und weitere Umweltwirkungen umfassen. Die Ergebnisse der Arbeit legen eine eigene Wirkungskategorie Biodiversität nahe. Das Themenfeld ist wahrhaftig komplex genug, um eine eigene Kategorie zu bilden und nicht noch mit ganz anderen Themen wie Bodenschutz verwoben zu werden. Eine solche Wirkungskategorie Biodiversität sollte von Grund auf für dieses Themenfeld neu angelegt werden und nicht auf Vorgehensweisen und Begrifflichkeiten fußen, die für das genannte weite Themenspektrum entwickelt wurden. Die vorgelegte Dissertation kann dafür einen grundlegenden Beitrag leisten. Entscheidend ist letztlich, dass Biodiversität als wichtiges eigenständiges Themenfeld in die Ökobilanz integriert wird und dieser wichtige Umweltaspekt dadurch in Zukunft mehr in gesellschaftlichen Entscheidungen berücksichtigt werden kann.

Generell sollte bei der Verwendung von Ökobilanzen auf die Grenzen dieses Instruments geachtet werden. Dies gilt sowohl für

- a. Grenzen des Beitrags für gesellschaftliche Entscheidungen als auch für
- b. Grenzen der Produktbetrachtung

a. Gesellschaftliche Entscheidungen können durch Ökobilanzen verbessert und erleichtert werden, aber Ökobilanzen können selbst keine Entscheidungen treffen. Diese eigentlich triviale Tatsache scheint bei der Verwendung von Ökobilanzen manchmal in Vergessenheit zu geraten. Es liegt eine große Gefahr darin, dass den Entscheidungsträgern und im Vorfeld auch den Anwendern der gängigen Ökobilanzsoftware die Ergebnisse als objektive Wahrheiten erscheinen und die dahinter stehenden Methoden und Werthaltungen nicht bewusst sind. Die Entscheidung, welchen Umweltwirkungen welche Wichtigkeit zugemessen wird, wird dann versteckt in einer Ökobilanzsoftware getroffen, statt eine bewusste gesellschaftliche Entscheidung zu sein.

b. Ein zentrales Merkmal einer Ökobilanz ist ihre Produktsicht, alle Umweltwirkungen werden in Bezug auf ein bestimmtes Produkt untersucht. Insbesondere in Zusammenhang mit der Diskussion um indirekte Landnutzungsänderungen werden allerdings die Grenzen der Ökobilanz mit ihrer Denkweise aus Produktsicht deutlich. Selbst wenn es ermöglicht wird, die Auswirkungen von indirekten Landnutzungsänderungen (Flächenverschiebungen die letztendlich auf das betrachtete Produkt zurückgehen) in der Ökobilanz zu berücksichtigen, sprengen die zu bedenkenden Folgen den Rahmen einer Produktbetrachtung. Dieses Instrument wäre überfordert, wenn es als generelles politisches Instrument für nachhaltige Bewirtschaftung eingesetzt werden sollte.

Schlagwörter: Biodiversität, Ökobilanz, räumliche Umweltplanung, Biokraftstoffe, Biomasse, Landnutzung, nachhaltige Landwirtschaft, Geografisches Informationssystem (GIS)

Abstract

The critically discussed effects on biodiversity due to the intensive cultivation of energy crops are largely lacking in the LCAs of biofuels because of basic contentual and methodological deficits. This was the starting point to develop a new methodology for impact assessment on biodiversity. The central research question that had to be clarified was: how can the spatial references, which are absolutely necessary for the assessment of biodiversity, be included in the usually spatially unspecific LCA.

The available methodological knowledge in the spatial environmental planning should be made accessible for the LCA. Therefore the spectra of methods for both LCA and environmental planning were investigated systematically in terms of interfaces and integration capabilities as well as differences. For an adequate assessment of biodiversity, the spatial-specific procedure of environmental planning must be integrated into the product-specific approach of the LCA. Therefore impact indicators had to be spatially disintegrated by using a Geographical Information System (GIS) and spatially differentiated data.

An approach was developed that can be applied on a higher geographic level (Germany) and can be used without knowledge of concrete sites, but, nevertheless, makes reference to the important spatial characteristics that are needed for biodiversity. No area-specific overlays as in the ecological risk analysis are performed (because the concrete sites are not known). However, through the conversion of spatial characteristics in percentages at the county level, a Germany-wide spatial differentiation can be obtained. An advantage of the method lies in the fact that it allows to combine, on a single stage, practically different impact levels (cropland, surrounding and landscape) by reference to the functional unit and the treatment of model cultures (county as an assessment object). In sum, abstract statements for the LCA can be formulated at national level which have the necessary spatially diverse background for biodiversity and include in particular impacts on the landscape scale. The procedure is explained by the example of bio-ethanol from wheat. In the overall view of the various indicators a "Biodiversity profile" arises for the considered fuel with a specific biofuel target. This new methodological approach leads the way to an integration of spatial knowledge about biodiversity into the spatially non-specific LCA. Key to this is a "translation" of quantity targets of the product (e.g. a biofuel quota) in area targets. In this way the spatially differentiated assessment, which is essential for the treatment of biodiversity, is made possible by scenarios. The, for the life cycle assessment, ultimately needed result in terms of "changes in biodiversity per unit of product" emerges through the "back translation" of the results to the causal product. This approach, however, can't be regarded as final solution but as a first approach how a spatially differentiated impact assessment for biodiversity could be incorporated into the LCA. The method can still be improved and completed in many parts and is always open for better input data.

The impact category "land use" is intended to encompass such diverse impacts as nature conservation as a whole, biodiversity, soil protection, erosion and other environmental effects. It is recommended to create a separate impact category "biodiversity". The topic is really complex

enough to form a separate category and should not be interwoven with other issues like soil protection. This impact category should be build from the ground up for the topic and shouldn't be based on procedures and terms, which have been developed for the wide range of topics named above. The presented approach can provide a constitutive contribution to this objective. Ultimately it is vital that biodiversity can be integrated as an important independent topic in LCA and that thereby this important environmental aspect can be taken into account more strongly in future societal decisions.

When applying LCA, care should be taken to the limits of this instrument. This applies to

a: limits of its contribution to societal decisions and for

b: limits of the product perspective.

a: Societal decisions can be improved and facilitated by LCA, but life cycle assessments cannot make decisions themselves. This really trivial fact seems sometimes to be forgotten at the use of LCA. There is a great danger that the decision makers, and in the forefield also the users of the LCA software, are not aware of the underlying methods and values and the results appear as objective truths. The decision, which importance is attributed to different environmental impacts, is then hidden in a LCA software, rather than being a conscious decision of the society.

b: A central feature of an LCA is its product perspective; all environmental effects are studied in reference to a certain product. However, particularly in relation to the discussion of indirect land use change (iLUC), the limits of LCA with its product-oriented point of view become clear. Even if it becomes possible to take into account the impact of iLUC (land shifts that ultimately go back to the considered product) in LCA – to consider the consequences goes beyond the scope of a product view. This instrument would be overburdened if it should be used as a general policy instrument for sustainable management.

Keywords: Biodiversity, Life Cycle Assessment (LCA), Environmental planning, Biofuels, Biomass, Land use, Sustainable agriculture, Geographic information system (GIS)

A Einleitung und Übersicht

A Einleitung und Übersicht

Die nachhaltige Erzeugung von biogenen Kraftstoffen wird in verschiedenen Zusammenhängen intensiv erörtert. Potenzielle Umweltwirkungen von Produkten werden generell mit Hilfe von Ökobilanzen eingeschätzt. Hierzu liegt eine Vielzahl von Studien vor, die mögliche Wirkungen von Biokraftstoffen und anderen Biomasseprodukten auf die Umwelt untersuchen (z. B. ZAH et al. 2007, BERNESSON 2004, KALTSCHMITT & REINHARDT 1997). Die kritisch diskutierten Wirkungen auf die biologische Vielfalt durch den intensiven Anbau von Energiepflanzen fehlen in den Untersuchungen jedoch weitgehend (URBAN et al. 2007). Dies bedeutet, dass die häufig auf der Grundlage von Ökobilanzen getroffenen politischen Grundsatz- und Förderentscheidungen auf einer unvollständigen Basis getroffen werden. Der Grund dafür ist, dass es bisher keine anerkannte Methode gibt, um Auswirkungen auf die biologische Vielfalt in Ökobilanzen zu berücksichtigen (MILÀ I CANALS et al. 2007, KLÖPFFER & GRAHL 2009). In der Fachwelt findet eine intensive Diskussion um die Wirkungskategorie Land Use und die Auswirkungen auf Biodiversität statt. Während im technischen Bereich in hohem Detaillierungsgrad an der Umweltfreundlichkeit von Biokraftstoffen gearbeitet wird (z. B. KRAHL et al. 2010), befindet sich die Analyse der Auswirkungen des landwirtschaftlichen Anbaus auf die Biodiversität noch auf einer konzeptionellen Ebene. „Das wichtigste Resultat dieser auf hohem Niveau geführten Debatte ist es wohl, dass noch viel Forschung und Erfahrung in Ökobilanzen nötig sein werden, bis diese wichtige Kategorie umfassend und praktikabel in die Wirkungsabschätzung eingegliedert sein wird“ (KLÖPFFER & GRAHL 2009).

Am Anfang der vorgelegten Dissertation stand die Idee, aus der räumlichen Umweltplanung heraus eine Methode zu entwickeln, die Auswirkungen auf die Biodiversität in Ökobilanzen integrieren könnte. Bisherige Ansätze gehen entweder, wie in der Ökobilanz üblich, räumlich unspezifisch vor oder es werden auf konkrete Standorte beschränkte Vorgehensweisen entwickelt. Bei einem räumlich unspezifischen Verfahren werden allgemeine Charakterisierungsfaktoren für Flächennutzungen entworfen. Diese können z. B. auf dem Hemerobiegrad der Flächen (BRENTROP et al. 2002) oder auf typischen Artenzahlen und -konstellationen der Nutzungen beruhen (KOELLNER & SCHOLZ 2008, KOELLNER 2003, DE SCHRYVER et al. 2010). Räumlich konkrete Verfahren beziehen sich dagegen auf einzelne landwirtschaftliche Anbauflächen (SCHWEINLE 2000, HAAS et al. 2000, GEIER 1999).

Letztendlich kommt es auf das Ziel der Ökobilanz an. Für Studien mit Kenntnis konkreter Anbaustandorte ist ein flächenkonkretes Vorgehen möglich und sinnvoll. Für die typischen raumunspezifischen Ökobilanzen hingegen, deren Ziel darin besteht, räumlich übergreifende Aussagen über Umweltwirkungen als Entscheidungsvorbereitung auf höherer Ebene bereitzustellen, ist ein flächenkonkretes Verfahren jedoch nicht machbar. Für die Fragestellung, welche Auswirkungen verschiedene Biokraftstoffe (bzw. Biokraftstoffquoten) in Deutschland auf die Biodiversität haben, ist eine flächenkonkrete Vorgehensweise nicht möglich, da die Anbaustandorte unbekannt sind. Das in der Ökobilanz normale, räumlich unspezifische Vorgehen kann dagegen dem Betrachtungsgegenstand Biodiversität nicht gerecht werden. Um biologische Vielfalt angemessen

in eine Bewertung der Auswirkungen des Energiepflanzenausbaus einbeziehen zu können, ist ein Bezug auf konkrete Räume unerlässlich, denn dort sind die Ökosysteme unterschiedlich ausgeprägt und die Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus differieren je nach Empfindlichkeit und Wert von Natur und Landschaft. Außerdem sind die Auswirkungen auf der Landschaftsebene für die Biodiversität wichtig, die bei einer reinen Bilanzierung der Nutzflächen völlig außer Acht gelassen werden. Die verfügbaren Ansätze können somit Auswirkungen auf die biologische Vielfalt in Ökobilanzen kaum einbeziehen.

Diese Situation grundlegender inhaltlicher und methodischer Defizite war der Ausgangspunkt für ein von der Deutschen Forschungsgemeinschaft gefördertes Projekt, das eine räumlich differenzierte Methode zur Integration von Biodiversität in Ökobilanzen entwickeln sollte. Als zentrale Forschungsfrage galt es dabei zu klären, wie die für die Beurteilung von Biodiversitätsveränderungen zwingend erforderlichen räumlichen Bezüge in räumlich übergeordnete Ökobilanzen einbezogen werden können. Dafür sollte das in der räumlichen Umweltplanung verfügbare Methodenwissen (z. B. VON HAAREN et al. 2004, FÜRST & SCHOLLES 2008) für die Ökobilanz erschlossen werden. Der Fokus lag dabei auf einer grundlegenden Methodenentwicklung für die Wirkungsabschätzung der Ökobilanz.

Das übergeordnete Ziel besteht darin, den Beitrag zu stärken, den der Arten- und Biotopschutz zu gesellschaftlichen Entscheidungen liefern kann. Ökobilanzen dienen in erster Linie der Vorbereitung gesellschaftlicher Entscheidungen darüber, welche Produkte und Technologien erwünscht sind und weiter verfolgt werden sollen. Entscheidungen beispielsweise über die Förderwürdigkeit bestimmter Bioenergieträger werden bisher überwiegend ohne Berücksichtigung von Biodiversitätsaspekten vorbereitet bzw. getroffen. Das gesellschaftliche Interesse richtet sich auf eine nachhaltige Nutzung nachwachsender Energieträger und zur Nachhaltigkeit gehört neben der Klimaneutralität auch ein möglichst schonender Umgang mit Natur und Landschaft. Dieser Aspekt sollte zukünftig in Ökobilanzen berücksichtigt werden, insbesondere um einen möglichen Zielkonflikt zwischen den Nachhaltigkeitszielen fundierter beurteilen zu können.

Eine weitere ausführliche Einführung in die Materie sowie eine eingehende Darstellung der Ziele und Forschungsfragen der Arbeit sind Teil E (Kap. 1 und 2) zu entnehmen.

Aufbau der Arbeit

Die vorgelegte Arbeit ist eine kumulative Dissertation. Die Teile A und G bilden die einleitenden bzw. abschließenden Rahmentexte. Die Teile B bis E sind bereits publizierte Manuskripte. Teil F ist ein noch unveröffentlichtes Manuskript, das für eine spätere Veröffentlichung in einer internationalen Fachzeitschrift vorgesehen ist. Tab. 1 zeigt die Struktur und Inhalte der Arbeit sowie die Zugehörigkeit der Manuskripte in der Übersicht.

Tab. 1: Übersicht über die Struktur und Inhalte der vorgelegten Arbeit sowie dazu gehörende Manuskripte

Teil der Arbeit	Inhalt	Manuskript
Teil A Einleitung und Übersicht	Einordnung und Aufbau der Arbeit sowie Einführung in die ökologischen Hintergründe der Biodiversität	
Teil B Analyse der Ökobilanz	Analyse zur bisherigen Berücksichtigung von Biodiversität in Ökobilanzen (Literaturstudie)	Urban B, Krahl J, Munack A, Kanning H, Von Haaren C (2007): Analyse der Ökobilanz als Methode zur Beurteilung von Auswirkungen des landwirtschaftlichen Anbaus für Biokraftstoffe auf die Biodiversität. <i>Landbauforschung Völkenrode</i> 57 (4): 419-427
Teil C Konzeptentwicklung	Vorgehensweise bei der Methodenentwicklung und erster Methodenentwurf zur Integration von Biodiversität in Ökobilanzen	Urban B, Von Haaren C, Kanning H, Krahl J, Munack A (2008): Biologische Vielfalt in Ökobilanzen – Konzept für eine methodische Integration am Beispiel biogener Kraftstoffe. <i>Naturschutz und Landschaftsplanung</i> 40 (12): 409-414
Teil D Vom Konzept zur Umsetzung	Konkretisierung des Konzepts und erste Ansätze zur Umsetzung	Urban B (2009): Biologische Vielfalt in Ökobilanzen – vom Konzept zur Umsetzung. In: Feifel S, Walk W, Wursthorn S, Schebek L (Hrsg.): <i>Ökobilanz 2009 – Ansätze und Weiterentwicklungen zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit</i> . 139-144, KIT Scientific Publishing, Karlsruhe
Teil E Methode zur Bewertung von Biodiversität in Ökobilanzen	Zentraler Teil der Arbeit: Ziele und Forschungsfragen, theoretische Hintergründe, Methodenentwicklung und -konkretisierung, exemplarische Umsetzung am Beispiel Bioethanol, Diskussion und Einordnung der Methode	Urban B, Von Haaren C, Kanning H, Krahl J, Munack A (2011): Methode zur Bewertung der Biodiversität in Ökobilanzen am Beispiel biogener Kraftstoffe – Ausagemöglichkeiten und -grenzen für Ökobilanzen auf Bundesebene auf der Basis vorhandener Daten. <i>Umwelt und Raum</i> , Band 3, 210 S., Cuvillier Verlag, Göttingen
Teil F Spatially differentiated method for the examination of biodiversity	Auswahl und Aufbereitung der zentralen Punkte der Arbeit für die internationale Ökobilanz - Community	Urban B, Von Haaren C, Kanning H, Krahl J, Munack A (2011): Spatially differentiated method for the examination of biodiversity in LCA exemplified by biofuels. Unveröffentlichtes Manuskript
Teil G Erweiterte Betrachtungen und Diskussion	Ergänzungen zum Indikatorenkonzept sowie Einordnung der Methode in einen erweiterten Kontext, insbesondere Diskussion im Zusammenhang zu Mid- und Endpointmethoden in der Ökobilanz	

Nachstehend wird als Abschluss zu Teil A ein grundlegender Einblick in die ökologischen Hintergründe der Biodiversität gegeben. In Teil B werden die Ergebnisse einer Literaturanalyse vorgestellt, mit der untersucht wurde, inwieweit Auswirkungen des landwirtschaftlichen Anbaus auf die Biodiversität bisher in Ökobilanzen berücksichtigt werden. Teil C stellt die grundlegende Vorgehensweise bei der Methodenentwicklung sowie den ersten Forschungsansatz dar. In Teil D wird eine Tagungsveröffentlichung mit einem überarbeiteten Konzept und ersten Schritten zur Umsetzung vorgestellt.

Die Teile B bis D waren Vorabveröffentlichungen zur zentralen Buchpublikation in Teil E. Dort werden die Relevanz des Themas, Ziele und Forschungsfragen sowie das Vorgehen ausführlich dargestellt. Die theoretischen Hintergründe zur Ökobilanz, Umweltplanung und Biodiversität werden erarbeitet. Auf dieser Basis wird die in der vorliegenden Arbeit vorgenommene Methodenentwicklung gezeigt. Diese erfolgte iterativ in einer Kombination aus top down Ansatz (theoretische Anforderungen) und bottom up Ansatz (welche Daten existieren?). Eine Konkretisierung und Umsetzung wurde am Beispiel Bioethanol in Deutschland vorgenommen. Dabei stand die Entwicklung eines für die Integration in die Ökobilanz geeigneten Indikatorensystems im Mittelpunkt. Die Realisierung erfolgte mit Hilfe eines geografischen Informationssystems (GIS). Die methodische Einordnung und die Grenzen der entwickelten Methode werden erörtert.

Teil F extrahiert die zentralen Parameter der Arbeit und bereitet sie für den internationalen Ökobilanzkontext auf. Die entwickelte Methode und die erzielten Ergebnisse werden vor dem Hintergrund der verschiedenen Anforderungen aus der Ökobilanzmethodik sowie der räumlichen Umweltplanung diskutiert.

In Teil G wird erst einmal eine Ergänzung zum Indikatorensystem vorgestellt, die in einer an die Arbeit gekoppelten Diplomarbeit entstanden ist. Abschließend wird die methodische Einordnung der entwickelten Methode vertieft behandelt. Dafür werden verschiedene Aspekte, die in der internationalen Ökobilanz – Community diskutiert werden, in Zusammenhang mit den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit gestellt.

Zur Einführung: Ökologische Hintergründe der Biodiversität

Biodiversität ist ein entscheidender Begriff der vorliegenden Arbeit. In Teil E (Kap. 3.3) wird ausführlich auf das Messen und Bewerten von Biodiversität eingegangen. Für ein vertieftes Verständnis dieses Themas sind jedoch auch ökologische Hintergründe und Zusammenhänge wichtig. Deswegen soll an dieser Stelle einleitend ein grundlegender Überblick zu diesem Thema gegeben werden.

Nach dem bekannten Harvard-Biologen Edward O. Wilson, der den Begriff entscheidend geprägt hat, ist Biodiversität der Schlüssel zur Bewahrung der Erde, die ausschlaggebende Einheit ist die Art (WILSON 1995). Ohne den Artbegriff als Zentrum der biologischen Systematik könnte die Biologie in der Vielfalt der biologischen Ebenen (Gene, Zellen, Gewebe, Organe, Organismen, Populationen, Gesellschaften, Ökosysteme) nicht wissenschaftlich arbeiten. Dabei versteht man unter einer Art eine Population, deren Mitglieder sich frei miteinander paaren können.

Dadurch besitzt jede Art einen geschlossenen Pool von Genen und ist eine Gesellschaft von Individuen, die keine Gene mit anderen Arten austauscht (ebd.).

Das Vorkommen von Arten hängt von den Umweltbedingungen an einem konkreten Ort (dem Habitat) ab und der Möglichkeit der Art, sich unter den gegebenen Bedingungen zu behaupten. Wichtige Umweltfaktoren (Standortfaktoren) sind insbesondere das Klima mit Temperatur, Sonneneinstrahlung, Niederschlag und Wind sowie der Boden mit seiner ortsspezifischen Ausprägung in Bodentypen und Bodenarten (FORMAN & GODRON 1986). Jede Art hat ihren spezifischen Toleranzbereich (standörtliche Amplitude) bezüglich dieser Faktoren, innerhalb dieses Bereiches kann sie prinzipiell vorkommen. Ob ein Individuum einer Art jedoch an einem bestimmten Ort tatsächlich durchsetzungsfähig ist, hängt neben diesen abiotischen Umweltfaktoren ganz entscheidend von den Wechselwirkungen mit anderen Organismen dieser Art und anderer Arten ab (inter- und intraspezifische Konkurrenz) (TOWNSEND et al. 2003).

Aus dem Zusammenwirken der vielfältigen Einflüsse entstehen die verschiedenen Ökosysteme mit ihren spezifischen Lebensgemeinschaften. Diese lassen sich ganz allgemein über Energie- und Stoffflüsse beschreiben. WILSON (1995) spricht von zwei Pyramiden, die man sich in diesem Zusammenhang vergegenwärtigen sollte: Die Energie- sowie die Biomassepyramide. Die Energiepyramide ergibt sich durch die Abnahme der verfügbaren Energiemenge innerhalb des Energieflusses eines Ökosystems. Zunächst wird eine große Menge der einfallenden Sonnenenergie von den Pflanzen (Produzenten) durch die Photosynthese gebunden. Diese verringert sich auf dem Weg durch die Nahrungskette von den Pflanzenfressern (Herbivore) über die Fleischfresser (Carnivore) verschiedener Ordnung (Konsumenten) auf eine geringe Energiemenge bei den großen Räubern an der Spitze der Nahrungskette. Dementsprechend gestaltet sich die Biomassepyramide. Pflanzen stellen mit Abstand den größten Teil der Biomasse eines Ökosystems, danach nimmt die Biomasse über alle genannten Stufen im System ab, bis an der Spitze die Arten bzw. deren Individuen so selten sind, dass schon der bloße Anblick etwas Besonderes darstellt (ebd.).

Pflanzen und Tiere stehen in enger Wechselwirkung untereinander sowie mit ihrer gemeinsamen Umwelt und sind Bestandteile eines übergeordneten Wirkungsgefüges, dem Ökosystem (ELLENBERG 1996). Neben Pflanzen, Tieren und den abiotischen Umweltfaktoren gehören zu diesem Wirkungsgefüge insbesondere noch die Zersetzer (Destruenten) und schließlich der Mensch selbst. Dieser kann einerseits als ein Mitglied im Ökosystem wirken, indem er sich z. B. als Konsument in die Nahrungskette einfügt. Andererseits kann er Ökosysteme als Ganzes völlig verändern, wie das z. B. in der Landwirtschaft geschieht.

Die Diversität der genannten biologischen und ökosystemaren Ebenen unterliegt verschiedenen räumlichen und zeitlichen Bedingungen und Gesetzmäßigkeiten (DIERSSSEN & KIEHL 2000).

Räumliche Dimensionen

Das Verbreitungsgebiet einer Art wird als Areal bezeichnet (HOBOHM 2000). Auf Inseln konnte eindeutig festgestellt werden, dass die Anzahl der Arten mit der Größe der Insel zunimmt und

somit bestimmte Arten-Areal-Beziehungen bestehen (TOWNSEND et al. 2003). Nach der Gleichgewichtstheorie der Inselbiogeographie von MACARTHUR & WILSON aus dem Jahre 1967 (MACARTHUR & WILSON in TOWNSEND et al. 2003) besteht ein ständiger Umsatz (turnover) von Arten, wobei einige Arten neu einwandern, während andere aussterben. Die Anzahl der Arten auf einer Insel bleibt mit der Zeit schließlich mehr und mehr konstant. Dabei beherbergen große Inseln mehr Arten als kleine und mit zunehmender Abgeschiedenheit einer Insel nimmt ihre Artenzahl ab. Als augenfälligsten Grund für die höhere Artenzahl in größeren Arealen wird die normalerweise zu erwartende größere Diversität von Habitattypen angesehen. Studien legen darüber hinaus nahe, dass zunehmende Größe, unabhängig von den vielfältigeren Habitaten, einen gewissen Arealeffekt bewirkt. Dieser besteht darin, dass größere Inseln größere Zielorte für eine Besiedlung durch neue Arten sind und die Populationen dort ein verringertes Aussterberisiko haben (TOWNSEND et al. 2003). HOBÖHM (2000) führt viele weitere Theorien, mit Darwin beginnend, zur Artenvielfalt auf, die sich mit verschiedenen Aspekten der Verteilung von Arten und Habitaten sowie den unterschiedlichen Wechselwirkungen beschäftigen. Er äußert vielfältige Kritik an diesen Theorien, insbesondere an Unschärfen von mathematischen Beschreibungen, wobei die grundlegenden Erkenntnisse jedoch nicht bestritten werden.

Die „Inseltheorie“ wurde auf andere Ökosysteme übertragen, demzufolge müssen Inseln keine Landinseln in einem Meer sein, sondern können auch Habitatinseln sein. „Inseln“ sind ebenso Berggipfel in einem Ozean niedrigerer Ortslagen, Seen umgeben von Land, ein Baum in der Ackerlandschaft oder allgemeiner gesagt, bestimmte Vegetations- oder Bodentypen, umgeben von andersartigen Typen. Diese Inseln werden auch als „patches“ bezeichnet, patches unterscheiden sich in Größe, Gestalt, Typ, Heterogenität sowie in ihrer Artenstruktur und -komposition (FORMAN & GODRON 1986).

Die meisten Populationen kommen in mehreren „Habitat-patches“ vor und können in jedem dieser patches eine unterschiedliche Dynamik entwickeln. In Verbindung mit dieser Vorstellung von einer mosaikartigen Struktur der Habitate spricht man vom Vorkommen der Arten in Metapopulationen, wobei mehrere Teilpopulationen bzw. lokale Populationen gemeinsam die Metapopulation bilden (TOWNSEND et al. 2003). Es entstehen somit verschiedene räumliche Betrachtungsebenen, auf denen man Besiedlung und Aussterben von Populationen der verschiedenen Arten betrachten kann. Dabei sind neben der Größe und Art der patches ebenso die Raumbezüge untereinander von großer Bedeutung. Wenn eine Teilpopulation einer Art an einem Standort erlischt, ist es für das Überleben der Metapopulation von großer Wichtigkeit, ob in einem benachbarten patch eine weitere Teilpopulation lebt oder nicht bzw. ob es überhaupt einen für die Art geeigneten patch in der Nähe gibt. Die verschiedenen naturschutzfachlichen Ansätze zur Beurteilung von Minimalarealen für den Artenschutz bzw. Minimalgrößen überlebensfähiger Populationen lassen sich hier einordnen. Zusammenstellungen dieser populationsbiologischen Methoden und ihre Bedeutung für geschützte Arten findet man bei URBAN (2002) und RINGE (Verf. verheiratet Urban) (2002). Durch die Weiterentwicklung der populationsbiologischen Arbeitsweisen entstanden die Konzepte von Biotopverbund bzw. -vernetzung (KAULE 1991) und es wird in diesem Zusammenhang deutlich, dass für eine Bewertung von Biodiversität die räum-

liche Maßstabsebene von entscheidender Bedeutung ist. Weiterhin wird deutlich, dass es für die biologische Vielfalt ganz entscheidend auf Raumbezüge und –zusammenhänge ankommt und das eine „raumlose“ Bewertung von Auswirkungen in diesem Themenbereich kaum sinnvoll vorstellbar ist. *Die Einführung eines Raumbezugs in die Ökobilanz wird deshalb für Biodiversität als zentral angesehen.*

Zeitliche Bezüge

Neben den unterschiedlichen biologischen und räumlichen Ebenen sind zusätzlich verschiedene zeitliche Ebenen von Bedeutung (TOWNSEND et al. 2003).

Für die Artenentstehung durch die Evolution sind z. B. sehr große Zeiträume ausschlaggebend, während biologische Prozesse in Ökosystemen tages- und jahreszeitlichen Veränderungen und Rhythmen unterliegen (HOBOHM 2000).

Die heute vorhandene Biodiversität in Deutschland ist das Ergebnis einer jahrtausendlangen Geschichte der Entwicklung der Kulturlandschaft nach den Eiszeiten. Ohne ein Verständnis für diese zeitliche Dimension der vorhandenen Arten- und Biotopvielfalt ist die Vornahme von Bewertungen kaum denkbar. Deshalb wird nachstehend die Landschaftsgeschichte kurz skizziert.

Aufgrund der wiederholten Eiszeiten sind zahlreiche kälteempfindliche Arten, vor allem Baumarten, die im Europa der Tertiärzeit noch vorhanden waren, in Europa ausgestorben. (In Amerika konnten diese Arten dagegen, ohne große Barrieren wie Alpen und Mittelmeer, ausweichen und erneut einwandern.) Dennoch ist die Flora Mitteleuropas recht artenreich und auch relativ eigenständig, so existieren z. B. zahlreiche Gefäßpflanzen mit mitteleuropäischem Areal-Schwerpunkt (ELLENBERG 1996).

Die Ökosysteme in Mitteleuropa haben sich nach der letzten Vereisung vor rund 12000 Jahren zunächst weitgehend ohne menschlichen Einfluss entwickelt. Dabei entstand eine zumeist geschlossene Waldecke, die nur durch einige Sonderbiotope wie Moore, Steilhänge oder Flussufer unterbrochen wurde (MÜHLENBERG & SLOWIK 1997). Einen Überblick über die nacheiszeitliche Waldentwicklung anhand von Pollenuntersuchungen gibt POTT (1993). Danach drangen die unterschiedlichen Nadel- und Laubbäume, gestaffelt in einer bestimmten Abfolge, aus ihren Refugialstandorten wieder nach Mitteleuropa ein. Nach anfänglichen Kiefern-Birkenwäldern über Eichenmischwaldzeiten entstanden ab ca. 1000 v. C. die von der Buche dominierten Wälder. Die standörtliche Amplitude der Buche ist dermaßen groß, dass sie unter den jetzigen klimatischen Verhältnissen, von der Ebene bis in die montane Stufe in Mitteleuropa ein geschlossenes Areal besitzt und aufgrund ihrer großen Konkurrenzkraft Buchenwälder dominieren würden. Dies wäre in Deutschland an vielen Orten die sogenannte heutige potentielle natürliche Vegetation, die einen hypothetischen Zustand der Vegetation nach Ausschluss der menschlichen Veränderungen darstellt und die nach Ablauf bestimmter Entwicklungsstadien schlagartig eintreten würde. Dieser Zustand steht also für die heutige Leistungsfähigkeit eines Standorts (POTT 1993).

Ab der jüngeren Steinzeit also ungefähr ab 4500 v. C., verstärkt ab ca. 1000 v. C. griff jedoch zunehmend der Mensch, zunächst insbesondere in Form von Bauern mit ihrem weidenden Vieh, in die Landschaft ein. Es entwickelte sich ein extensiver Weidebetrieb, der die Landschaft nach und nach auflichtete. In der Neuzeit erlitten die Waldbestände besonders große Verwüstungen, weil Bergwerke, Glashütten und Salinen ungeheure Mengen an Holz verfeuerten. Ca. 700 – 1300 n. C. entstand schließlich eine vielfältig strukturierte Mosaiklandschaft aus Wald, Feld und Wiesen mit einer großen Reichhaltigkeit von Standortbedingungen (MÜHLENBERG & SLOWIK 1997).

ELLENBERG schildert in seinem Buch „Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen“ (1996) ausführlich diese Entstehung der heutigen Pflanzendecke unter dem Einfluss des Menschen. Dabei beschreibt er eine beeindruckende Vielzahl unterschiedlicher Wirtschaftsweisen, die zu dem erwähnten Mosaik an Standort- und Biotoptypen führte (Nieder- und Mittelwaldbetrieb, Schneitelwirtschaft, Waldweide, Dreifelderwirtschaft, Streunutzung, Plaggen- und Brandwirtschaft usw.). In diesem Mosaik konnten die Wälder weiterhin ihre typischen Arten beherbergen, während gleichzeitig zahlreiche Offenlandbewohner neu einwanderten. Eine Auswahl vielfältiger noch existierender Lebensräume zeigt eine Dokumentation für die Region Braunschweig – Ostfalen unter Mitarbeit der Verfasserin dieser Dissertation (SLAWSKI et al. 2000).

Mit der Lebensraumvielfalt ging eine Erhöhung der Artenzahl einher, die in Mitteleuropa zu Beginn der industriellen Revolution (ca. 1800 bis 1850 n. C.) ihren Höhepunkt erreichte. Nach 1850 hatten die menschlichen Einwirkungen dann zunehmend negativen Einfluss und die Artenzahlen sanken erheblich. Wesentliche Elemente dieser Entwicklung waren die Erfindung und die Verwendung des Kunstdüngers, der Einsatz großer Maschinen in der Landwirtschaft, der Straßen- und Städtebau, die Kanalisierung der Flussläufe sowie die Trockenlegung von Feuchtgebieten (PLACHTER 1991).

Nach einem Sondergutachten des SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU 2002) sind Verlust und Schädigungen von Lebensräumen sowie die damit verbundene Reduzierung der Artenvielfalt das Hauptproblem des Naturschutzes. Die Erhaltung von Lebensräumen ist somit das zentrale Anliegen in diesem Themenfeld und der Ausgangspunkt für Bewertungen bzw. die Entwicklung eines Indikatorensystems.

Zusammenfassend lässt sich an dieser Stelle sagen: *Biodiversität ist ein vielschichtiger Begriff, der in der vorliegenden Arbeit im Sinne von Arten- und Biotopdiversität verwendet wird. Grundlegendes Wissen um ökologische Zusammenhänge, räumliche Dimensionen und zeitliche Bezüge ist notwendig, um Bewertungen für Ökobilanzen vornehmen zu können.*

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

Publikation:

Urban B, Krahl J, Munack A, Kanning H, Von Haaren C (2007): Analyse der Ökobilanz als Methode zur Beurteilung von Auswirkungen des landwirtschaftlichen Anbaus für Biokraftstoffe auf die Biodiversität. *Landbauforschung Völkenrode* 57 (4): 419-427

C Konzept für eine methodische Integration am Beispiel biogener Kraftstoffe

Publikation:

Urban B, Von Haaren C, Kanning H, Krahl J, Munack A (2008): Biologische Vielfalt in Ökobilanzen – Konzept für eine methodische Integration am Beispiel biogener Kraftstoffe. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 40 (12): 409-414

D Vom Konzept zur Umsetzung

Publikation:

Urban B (2009): Biologische Vielfalt in Ökobilanzen – vom Konzept zur Umsetzung. In: Feifel S, Walk W, Wursthorn S, Schebek L (Hrsg.): Ökobilanz 2009 – Ansätze und Weiterentwicklungen zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit. 139-144, KIT Scientific Publishing, Karlsruhe

E Methode zur Bewertung der Biodiversität in Ökobilanzen am Beispiel biogener Kraftstoffe - Aussagemöglichkeiten und -grenzen für Ökobilanzen auf Bundesebene auf der Basis vorhandener Daten

Publikation:

Urban B, Von Haaren C, Kanning H, Krahl J, Munack A (2011): Methode zur Bewertung der Biodiversität in Ökobilanzen am Beispiel biogener Kraftstoffe – Aussagemöglichkeiten und -grenzen für Ökobilanzen auf Bundesebene auf der Basis vorhandener Daten. Umwelt und Raum, Band 3, 210 S., Cuvillier Verlag, Göttingen

F Spatially differentiated method for the examination of biodiversity in LCA exemplified by biofuels

Unveröffentlichtes Manuskript:

Urban B, Von Haaren C, Kanning H, Krahl J, Munack A (2011): Spatially differentiated method for the examination of biodiversity in LCA exemplified by biofuels.

Spatially differentiated method for the examination of biodiversity in LCA exemplified by biofuels

Barbara Urban, Christina von Haaren, Helga Kanning, Jürgen Krahl, Axel Munack

Abstract

Purpose The critically discussed effects on biodiversity due to the intensive cultivation of energy crops are largely lacking in the LCAs of biofuels because of basic methodological deficits. This was the starting point to develop a new methodology for impact assessment on biodiversity. The central research question that had to be clarified was: how can the spatial references, which are necessary for the assessment of biodiversity, be included in the usually spatially unspecific LCA.

Methods Prevalent methods for both LCA and environmental planning were investigated with regard to interfaces and integration capabilities as well as differences. Drawing on this analysis a theoretical approach was developed which integrates the spatially specific procedure of environmental planning into the product-specific approach of the LCA. The available geodata and statistical data base for the assessment was examined for Germany and the method adapted to the data situation in Germany.

Results and discussion A methodological approach was developed and tested, which is compatible to LCA principles and leads to product specific quantitative results. The method can be applied on a higher geographic level (Germany) but, nevertheless, makes reference to spatial characteristics of biodiversity on different scales. Projected impacts on plot, neighborhood and landscape scales are summarized. The procedure is demonstrated by the example of bio-ethanol from wheat. The operationalization of three impact indicators is presented. In the overall view of the various indicators a "Biodiversity profile" arises for the considered fuel and a specific biofuel target. This approach leads the way to an integration of spatial knowledge about biodiversity into the spatially non-specific LCA.

Conclusions and recommendations An integration of biodiversity into LCA is only possible with spatial reference as biotopes/habitats react differently to identical pressure factors. A pure area accounting of general land use characteristics does not meet the requirements of a biodiversity assessment. On national scale the combination of a risk analysis approach using geodata and statistical pressure data with scenarios is considered best suitable. The results also may fuel the discussion about the structure of the LCA: The impact category "land use" encompasses very diverse subcategories including pressure categories like soil erosion and impact categories like the impairment of biodiversity. It is recommended to create a separate category "biodiversity".

Keywords Biodiversity • Land Use • Geographic information system (GIS) • Environmental planning • Biofuels • Methodology • Spatial indicators • Agricultural products

Barbara Urban^{1,2} (✉)

Christina von Haaren¹, Helga Kanning¹, Jürgen Krahl^{2,3}, Axel Munack²

¹Institute of Environmental Planning, Leibniz University of Hannover
Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover, Germany

²Institute of Agricultural Technology and Biosystems Engineering
Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Bundesallee 50, 38116 Braunschweig, Germany

³Coburg University of Applied Sciences, Friedrich-Streib-Straße 2, 96450 Coburg, Germany
E-mail: barbara.urban@vti.bund.de

1 Introduction

Potential environmental impacts of products are usually assessed with the help of LCA according to the ISO standards 14040/44 (ISO 2006a, b). LCA aims to represent the "ecological backpack" of a product along its entire life cycle in consistent units so that individual product paths can be compared (Kanning 2001). Many studies exist which investigate the possible effects of biofuels and other biomass products on the environment (e.g. Zah et al. 2007; Bernesson 2004; Kaltschmitt and Reinhardt 1997). For example the emissions from the use of biofuels in internal combustion engines are considered with regard to different parameters (Krahl et al. 2009; Munack et al. 2009). However, the critically discussed effects on biological diversity due to the intensive cultivation of energy crops are largely lacking in the studies (Urban et al. 2007). The study "Assessing biofuels" of the UNEP (Bringezu et al. 2009) gives an overview of the research and emphasizes that biodiversity is generally missing and that LCA needs to be extended by spatial parameters. Forecasts and assessments for the loss of biodiversity are dependent of scale and region (Sala et al. 2000; 2009; Dauber et al. 2010).

Because so far no accepted method for accounting impacts on biodiversity in LCA is available (Milà i Canals et al. 2007; Klöpffer and Grahl 2009), political decisions, which are based on LCA, are made on an incomplete information basis. Previous approaches either operate, as usual in LCA, without considering or processing area specific information or are restricted to local, place-based applications where site specific data are available (Schweinle 2000; Haas et al. 2000; Geier 1999). Spatially non-specific methods up to now use general pressure related characterization factors for land use e.g. the hemeroby - an indicator for the degree of anthropogenic influence on the ecosystem (Brentrup et al. 2002). Others are based on typical species numbers and -constellations of land uses (Koellner and Scholz 2008; Koellner 2003; De Schryver et al. 2010).

An area specific approach would be needed for assessing biodiversity also on high decision tiers e.g. for calculating the effects, which different biofuels (or biofuel quotas) have on biodiversity in Germany. The impact of energy crop cultivation differs depending on the sensitivity and value of nature and landscape. This is disregarded when a pure accounting of the cropland is performed. However, a spatially explicit approach is not feasible at national level, because the cultivation areas are unknown.

Against the background of this dilemma and the basic contentual and methodological deficits the objective of the research presented in this paper is to develop an approach for the integration of biodiversity into LCA on national scale which is sensitive to the requirement of spatial differentiation as well as suitable for LCA accounting. The principal research question to be solved is, how spatial references, which are necessary for the assessment of biodiversity, can be included in spatially superordinated LCAs. A possible approach is to use methodological knowledge of spatial environmental planning (e.g. von Haaren et al. 2004; Fürst and Scholles 2008; Selman 2000; Marsh 2010) which were created to assess spatial concrete situations, and adapt suitable methods to the structure and accounting procedures of LCA. In this paper we propose a respective methodological approach for accounting the impact of different biofuel targets on biodiversity (section 2) as well as its operationalization by indicators based on nationally available data in Germany and test this approach (section 3). We don't consider impacts outside of Germany, other impact categories except land use (and here only impacts on biodiversity), other life cycle stages and land uses except for agricultural cultivation.

2 Methodology

2.1 Comparative analysis of planning and LCA methods

As a first methodological step both the methods originating from LCA and from environmental planning have been systematically investigated in terms of interfaces and integration capabilities as well as differences. The ecological risk analysis in various forms is a typical method of environmental planning for the assessment of the environmental compatibility of usages under limited information. Therefore in general two parameters are formed and connected: On the side of the ecosystem, indicators are used to determine the sensitivity or the value of biodiversity for the area under investigation. On the polluter side, also by using indicators, the potential impairment intensity is investigated, i.e. the possible effects from the uses are described. For the latter, a forecast is required. This is done by assessing the impact factors on an ordinal scale. The risk assessment finally takes place by the combination of the two parameters, sensitivity and impairment intensity, by a matrix (Scholles 2008). For an adequate assessment of biodiversity, this spatial-specific procedure of environmental planning had to be integrated into the product-specific approach of the LCA.

However, in comparing the basic concepts it became clear, that the standard terminology and interpretation of the steps of LCA had to be modified by introducing the normative approach of environmental planning, which is without alternative for the inventory and evaluation of biodiversity: The essentially descriptive term biodiversity itself is interpreted normatively, and can only be operationalized on the basis of socially defined standards of value. It cannot be interpreted as the maximum genetic diversity of species and individuals everywhere – as the term might suggest (CBD 1992). In this respect, already the characterization of impacts on biodiversity, which is in the LCA ideally defined as a value-free step, requires mandatorily the inclusion of values.

The defined requirements for the steps of LCA in the ISO standards 14040/44 (2006a, b) were used as a framework for the method in order to identify the appropriate and necessary criteria from environmental planning, which are suitable for the assessment of biodiversity. For example, for the necessary description of inputs and outputs (pressure factors) in the inventory analysis, spatially differentiated model cultures throughout the area of Germany with statistical values are compiled. Using a Geographic information system (GIS) on this basis spatially differentiated impact assessments can be made within the framework of scenarios. The procedure is essentially based on biotopes as reference for assessment. In the case of biotopes, it can be assumed that they largely illustrate the vege-

tation as well as the less mobile fauna. The approach hits the wall if species with an extensive, large-scale dissemination are considered.

2.2 Data availability

The proposed approach arose iteratively as a synthesis of methods and data analysis in a combination of top-down approach (theoretical requirements) and bottom-up approach (which data do exist?). The optimal approach started at the assumption that sufficient data would be available about the conditions and values of biodiversity at different scales. Unfortunately, such comprehensive data are not available for the Federal Republic of Germany. Somewhat problematic is the fragmentation of the German environmental monitoring, since it is leading to a confusing and incomplete data situation (SRU 2004). So far, Germany has no nationwide monitoring program for biodiversity in cropland and grassland (Oppermann et al. 2009). Since there are neither homogeneous and detailed data at the federal level about biotope quality and size nor on distribution of populations of wild species in the "normal" cultural landscape, one has to resort on a mosaic of different sources of information in order to move closer to the required information. Spatially differentiated data sets are available for some agricultural data at the county level due to agricultural statistics (Statistische Ämter des Bundes und der Länder 2008; RAUMIS 1999 and 2003). It is therefore necessary to use, as a reference point, these administrative units as an auxiliary means for the description of the use of natural influences on the natural-areas level and farm level. The spatial location of the administrative boundaries of the districts is done with the corresponding data of the Federal Agency for Cartography and Geodesy (BKG 2007). For the regionalized analysis of the use of plant protection, data exist at the network for the determination of pesticide use in different, agriculturally relevant natural areas of Germany (NEPTUN) (Rossberg et al. 2002).

The data from Corine Land Cover 2000 (CLC) (UBA 2004) have been used as a substitute for homogeneous geo-referenced data on biodiversity and agricultural areas at the landscape level and biotope level (including field). These data are the single homogeneous, area-covering and geo-referenced data, with which at least positioning of the agricultural land is possible nation-wide. A uniform data base for Germany that locates simultaneously and spatially differentiated the agricultural land and its crop-specific data, doesn't currently exist. Therefore, the data of agricultural statistics at the county level must be brought together with data from Corine Land Cover, to enable a platform for a nationwide consolidation of data. Furthermore, the Natura 2000 network provides Europe-wide the rare or vulnerable areas in usable data quality (BfN 2009). The data basis for regionalized small biotopes of the landscape is a directory of the Julius Kühn-Institut (JKI 2004). It lists, for the Federal Republic, the proportion of small biotopes in agricultural areas.

2.3 Basic concept

In order to design an approach that can be applied without knowledge of concrete sites and nevertheless makes reference to spatial characteristics, spatially differentiated data and summarized impacts on different spatial scales are used. The starting point for a spatially differentiated impact assessment is a given quantity target and the spatial distribution in scenarios using a geographic information system (GIS) (Urban et. al. 2008, see also Geyer et al. 2010). In particular, the concept (Fig. 1) is characterized by the following features:

1. The goal and scope are essentially defined by a quantity target for the regarded product.
2. Representative model cultures are the basis for the operationalization of the polluter side in the inventory analysis with agricultural statistical data at national level (pressure indicators).
3. The operationalization of the affected side (the ecosystem side) in the impact assessment is carried out by state and impact indicators for the three ranges of efficacy: cropland, standardised surroundings of the plots and landscape scale (as well as functional impacts on areas beyond).
4. The characterization of impact indicators is done by the inclusion of normative value judgments, without which the relevant selection and grading of the status quo and its changes cannot be described.
5. The indicators are shown spatially differentiated but in different states of aggregation by using a GIS
6. By scenario modeling, changes in biodiversity, compared to the status quo, are assessed in two variations, which can serve as a basis for LCA-based decisions.

Fig. 1

2.4 Selection of a product (biofuel) and spatial preparations

The first step consisted in the selection of the biofuel ethanol from wheat, because the example application should be made with a common culture (with good data availability). On the basis of statistical data from the main field crops and grassland on county level (simplified term for 437 NUTS-3 spatial units in Germany, Nomenclature of Territorial Units for Statistics) the relevant data for model cultures were compiled (share of area, area sizes, yields, fertilizer and pesticide use). As county-specific values these data represent properties of the different typical cultures (wheat, barley, etc.) for the respective district. For the inventory analysis the data from all main agricultural uses are required (not only those of wheat for bioethanol), to show the impact of displacements between the cultures through the cultivation of biomass. The model cultures in the districts are linked with spatial data in the GIS. Thus various spatial differentiations in the GIS can be performed, depending on the needs of the indicator system. Aggregation of more detailed areas specific data is always done on the NUTS-3 level as the least differentiated spatial unit used. As the quantity target, a share of 5.75% bioethanol in petrol sales in Germany was defined. This goal equals about 1.8 million tons of bioethanol, which require about 1 million hectares of land for growing (approximately 6% of the agricultural area of Germany) (FNR 2006). For the determination of space requirements in future calculations it would be possible to take different values of yield for wheat in the various counties instead of an average value.

2.5 Outlining of land use scenarios

To estimate the impacts of land use change through the cultivation of energy crops in the determined area size, two different spatial scenarios have been designed. Baseline is the current wheat distribution in Germany. The allocation of the additional wheat areas occurs in two steps:

1. In an initial distribution, equal for both scenarios, the additional areas needed for wheat production are allocated to the districts according to agronomic conditions (indicated by the present share of wheat). So each county gets allocated a certain quantity of wheat. As an agronomic limit a maximal concentration of 66% wheat per county is implemented.
2. During distribution *within* the counties the "spatially optimized" scenario waives the ploughing up of large grassland areas and the use of fallows. Areas, which have been identified as important for biodiversity, are excluded from a possible use for energy crop cultivation in this scenario. Altogether this means that the areas needed for wheat production are distributed in a spatially optimized way. In a "worst case" scenario, the areas for wheat production are allocated preferentially in areas with a high risk of damaging biodiversity. The difference between the scenarios demonstrates the possible range of habitat impairment and associated flora and fauna changes.

The focus of the approach presented here, is the impact assessment and in the scenarios the main concern is to perform a realistic agricultural distribution as a basis for assessing the impacts.

2.6 Considering impacts of biomass cultivation on different spatial scales by indicators

The impacts of energy crop cultivation on biodiversity within the two scenario options are described and evaluated on the basis of proxies. With the support of a GIS, regionalized ratings are carried out for the entire area that is under consideration. Because of the size of areas there is a need for an extensive formalization of the valuations. Impacts on biodiversity are considered on three scale levels: at the landscape level, in the direct surrounding of the cropland, and on the cropland itself. Reference areas for the evaluation are the NUTS-3 areas (in Germany: counties). These represent the underlying scales. For this, the scale differentiating strategy of environmental planning must be overcome. Instead, the LCA should account the impacts on all spatial scales in a summarized form. The indicators which are used on the three scales are shown in Fig. 1.

The *landscape level* represents in the methodology all supra-local effects that are beyond the scope of field / habitat and its immediate surroundings. At the landscape scale and the overlying scales also effects become visible, which are possibly quantitatively negligible on field or farm level. In this context, a principal advantage of the approach using national spatial data becomes clear, because changes and impairments due to a reduction of landscape diversity (e.g. national decline of grassland or nationally rare biotope types as well as narrowing of crop rotations) are recognisable. An approach that focuses only on the accounting for individual areas couldn't reflect these important changes. The use of areas, which are valuable for biodiversity, is mentioned in the literature as the most serious threat by biomass cultivation (SRU 2007; Dauber et al. 2010; EEA 2007). This is because of the fact that, in this case, not only already intensive agriculture is modified, but the effect of biomass cultivation extends to land that has been extensively used or set aside so far and shows a high habitat quality. An indicator reflects this claiming of land (3.1.1). Furthermore, changes in crops that – individually – don't have significant effects can lead to a homogeniza-

tion of cropping patterns at the landscape level with negative impacts on biodiversity. On this impact level an indicator has been found and operationalized, which shows the changes in proportion and distribution of the different land use types (3.1.2).

In the immediate *surroundings of the cropland* in particular small structures and edge habitats could be affected by energy crops cultivation. Small structures and habitats such as small copses, hedges or hems are especially important under biodiversity considerations. By the changing land uses in the scenarios, the changes in the proportions of small biotopes at different biofuel targets can be estimated and compared with evaluation criteria from the literature.

The impacts on the *cropland* itself were first indexed by a site-independent assessment of the crops in terms of their respective typical effects on biodiversity. This was based on literature reviews. In addition, a rating of the reduction in habitat quality of agricultural land was derived on the basis of indicators for management intensity (fertilization, crop protection) (3.1.3). Supplemental to the assessment of crops and management intensity the method provides a way for aggregation of these indicators in combination with site conditions in order to integrate the different sensitivities and values of agricultural habitats. "Situation types" can be formed, which are evaluated for their combination of crop type, management intensity and biogeographic situation. The habitat development potential can be used to obtain a combination with local properties that can lead to a differentiated statement for habitat suitability.

3 Results

3.1 Operationalization of indicators and scenario based impact assessment

The necessary data were collected for Germany, the scenarios were designed and indicators were realized and implemented in different lows (Urban et al. 2011). Below the operationalization of three indicators is shown.

3.1.1 Indicator: "Claiming of land that is particularly valuable with respect to biodiversity"

Following the "high nature value farmland indicator" (HNV indicator) (EEA 2004) the following areas can be defined as valuable agricultural land for biodiversity:

- CLC Category 242: Complex cultivation patterns
- CLC Category 243: Land principally occupied by agriculture, with significant areas of natural vegetation
- Natura 2000 sites, which lie within the agricultural area.

As a result for Germany 4,976,219 hectares of valuable agricultural land have been identified by means of the GIS, which correspond to 23.2% of total agricultural land (Fig. 2).

Fig. 2

In the scenarios a distribution of the additionally required areas is performed (2.5). The spatially optimized scenario is defined to preserve the valuable areas, while in the worst case scenario these areas are actually occupied in preference. It is not assumed that the wheat cultivation for ethanol would have to take place directly on the valuable land (which often would be impossible under an agronomic point of view). Because the impacts are summed up on the county level, it is not necessary to describe in particular which kind of uses will be replaced by wheat. Instead, shifts in the counties corresponding to the respective agronomic potential are assumed. For example, wheat could be grown in recent winter barley areas, winter barley could move to previous grassland (assuming ploughing up in the worst case scenario) etc. Modest cultures, forced out by wheat, would shift to more valuable habitat areas so that the wheat can be adopted as the cause of this cultivation.

For the calculation of the indicator, the valuable agricultural land is determined in the GIS separately for each county in absolute and percentage size and compared with the respective additionally required land for wheat. The following sample calculation based on simplified numbers in hypothetical counties is used to clarify the procedure.

Table 1

In county A, 115 hectares of area are needed because of the additional wheat cultivation for ethanol (volume allocation based on arable conditions done in the scenarios). In the county there exist 50 hectares of valuable farmland, and in the worst case scenario this area will fully be occupied by shifts within the county. In county B, 59 hectares land requirements for wheat are accompanied by 70 hectares of valuable land. In the worst case, 59 hectares of valuable land are claimed and 11 hectares remain untouched. In the spatially optimized scenario, all valuable areas will remain in their valuable state for biodiversity.

The indicator reflects the valuable land per hectare agricultural land and can be calculated as well county-based as for Germany as a whole. In the simplified example, in both the baseline and the spatially optimized scenario 150 hectares of 3000 hectares are rated as valuable; the indicator value for Germany is therefore 0.05 (5% of the agricultural land). In the worst case scenario, only 34 hectares of 3000 hectares remain valuable; the indicator value amounts then to 0.0113 (1.13% of the land remains in its precious status). Thus a deterioration in the amount of -0.0387 can be observed.

Accordingly the individual values for the indicator in the counties are based on the one hand on the additional wheat area depending on the agricultural conditions and on the other hand they are based on the existing land valuable for biodiversity. The values were determined and calculated in GIS for all counties of Germany. Fig. 3 shows the county-related deterioration of the indicator when switching from the spatially optimized scenario to the worst-case scenario. For the whole of Germany, the indicator value for both the baseline and the spatially optimized scenario is 0.232, according to the 23.2% valuable agricultural land that was found (Fig. 2). In the worst case scenario, the value is 0.189, according to 18.9% valuable land. Thus a deterioration of 0.043 is observed and the valuable land will decrease by 4.3 percentage points (absolute: 925,108 hectares).

Fig. 3

3.1.2 Indicator: "Cultivation proportion of agricultural crops"

This indicator is operationalized by a modified Shannon-Weaver index, which describes the cultivation proportion of agricultural crops (following Wetterich and Koepke 2003). The valuation standard is basically the diversity in agricultural crops. Here, a large number of different agricultural uses is assessed as beneficial for biodiversity and it is in principle assumed that homogenization on a landscape scale is negative for biodiversity (Haber 2008; Glemnitz et al. 2008). A high index value is positive and stands for high diversity. Piorr and Lehmann (2003) have calculated the baseline for the counties in Germany and found 2.83 as a maximal value. Crop rotation is not considered since the evaluation does not take place on the farm level. At county level, the crop composition remains the same, only the individual areas are changing. With the Shannon-Weaver index, the change in the diversity of agricultural uses in the two scenarios compared to baseline are ascertained:

$$H = - \sum_{i=1}^s p_i \cdot \ln p_i \quad (1)$$

H = Shannon-Weaver-Index

s = Number of crops

p_i = Proportion of the i-th crop

Table 2 shows for example the determination of the Shannon-Weaver index for a scenario in a hypothetical county with simplified numbers. The indicator value shows that the diversity of use has decreased (-0.14) in the county.

Table 2

3.1.3 Indicator: "Nitrogen fertilizer"

The relationship between nitrogen fertilization and loss of the typical plant and animal species of agricultural ecosystems is well known (e.g. Flade et al. 2003). Using information provided by various authors, Vogel (2009) derived grades of nitrogen fertilizer application for arable land and grassland, which were used for the indicator development (Tables 3, 4).

Table 3

Table 4

The county-specific fertilizer data of the various crops are available in the model cultures. For each county, crop-specific fertilizer data of the original state are compared with the corresponding values of the scenarios due to the changing land uses. Table 5 shows as an example the calculation for the baseline in the county of Hildesheim. The average level of impact per hectare of agricultural land in Hildesheim is calculated as follows:

$$286,616 : 67,522 = 4.24 \quad (2)$$

The difference to the scenario values can show the relative change of the indicator in the county by the additional wheat cultivation.

Table 5

3.2 Integration of the indicators into the impact assessment of LCA

As a first outcome, the indicator results are available for all counties. The key for the integration in LCA is the operationalization of the indicators that must always lead to calculable values on the county level. By the existing relation of the indicator results to the required additional acreage for biofuel production, which is the cause for the change, a conversion is possible to a per hectare value. This allows the calculation of indicator values per functional unit, which are necessary for a characterization method and which have the needed spatial background for biodiversity. Many LCAs use as the functional unit a hectare of agricultural area, but a conversion to other functional units, such as passenger kilometres, is also possible. For the implemented example indicator (3.1.1) the following calculation arises:

$$\frac{-0.043}{1 \cdot 10^6 \text{ ha}} = -4.3 \cdot 10^{-8} \text{ ha}^{-1} \quad (3)$$

The change of the indicator value of -0.043 (reduction of valuable land for biodiversity) is related to the additional wheat area of 1 million hectares ($1 \cdot 10^6 \text{ ha}$), which is the cause for the change of the indicator. For the given biofuel target the indicator value for valuable agricultural land is deteriorating, under the described assumptions, by $4.3 \cdot 10^{-8}$ per hectare grown wheat. In the spatially optimized scenario no valuable land is claimed, the result for this indicator is thus a value of zero. It should be noted that no proportional calculation is possible in the sense that, for example, a doubling of the additional acreage results in twice the loss of valuable land. The results are valid only for the predetermined quantity target (to the discussion of non-linearity see Geyer et al. 2010). The calculations for the other indicators operate analogously. An aggregation of the various indicators into an overall indicator hasn't been provided yet. Rather, the various indicators result in an overall view of a "Biodiversity profile" for the considered fuel with a specific biofuel target.

3.3 Plausibility check

As a first step in assessing the validity of the results for one selected indicator (3.1.1) a reduced sensitivity test is performed. It examines to which extent the areas considered (on the basis of Corine Land Cover) really represent the valuable biotopes which are important for biodiversity. For this purpose, the nationwide obtained results were checked by random sampling with more accurate data that are available at local and regional level in some cases, but do not or not homogeneously exist for the whole of Germany. The results of both information bases were compared. Compared with the selective biotope mapping in Lower Saxony, coverage of 62% was found by the areas considered. A comparison with the mapped biotope types of very high importance in the landscape structure plan of the county Verden resulted in a recovery rate of 51% by the valuable land determined in the project.

4 Discussion

The essential goal of a methodical linking of the LCA with spatial methods of environmental planning for the assessment of biodiversity could be achieved (in terms of "pathfinding"). An approach was designed that follows some methods of environmental planning with comprehensive statistical data and impact indicators, by which the polluter (pressure) and affected side (state and impact) are operationalized. No area-specific overlays as in the ecological risk analysis are performed (because the concrete sites are not known). However, through the conversion of spatial characteristics in percentages at the county level, a Germany-wide spatial differentiation can be obtained. An advantage of the method lies in the fact that it allows to combine, on a single stage, practically different impact levels (cropland, surrounding and landscape) by reference to the functional unit and the treatment of model cultures (county as an assessment object). In sum, abstract statements for the LCA can be formulated at national level which have the necessary spatially diverse background for biodiversity and include in particular impacts on the landscape scale. The method is basically leading the way. However, it has to be improved especially with regard to better input data and in consequence differentiated indicators.

The examination of the results for one indicator, for example, makes clear that for this indicator, due to data gaps, the actual effects in the worst case scenario are still greatly underestimated. To obtain better results, in particular uniformly classified and assessed biotope maps on the national level are necessary. A most urgent desideratum is the inclusion of data about habitat connectivity. Recently such spatially differentiated results for habitat networks have been produced for the national level in Germany (Fuchs et al. 2010). These data were not available for this research but could be easily integrated. Another option for further development of the method is the scenario construction. In the presented approach, the distribution of the additional wheat areas does not claim to represent the most probable

possibility. To achieve this, many other parameters, like economic ones, need to be considered. For the future this would be a starting point for the coupling with agro-economic models. Different approaches of spatially explicit modelling of biomass production should be tested (Hellmann and Verburg 2008, 2010; Lovett et al. 2009). Furthermore, the method and particularly the indicators are chosen so far for agricultural land uses. An application on other forms of land use (e.g. forest) is in principle imaginable. Therefore most of all suitable indicators for other land uses have to be found and be integrated into the method.

5 Conclusions and recommendations

Sensitivity and value of biodiversity can only be calculated with spatial relationship. A pure area accounting under general land use characteristics can hardly do justice to the complex issue of biological diversity. Once concrete production sites are known, a concrete accounting can be done. For all other cases the necessary spatial reference has to be integrated into LCA by proxies. A suitable – though still incomplete - approach has been demonstrated in the here presented research.

The attempt to integrate the complex issue of biodiversity into the LCA also provoked raising some questions as to the suitability of the categories of the LCA (look also to the discussion in Curran et al. 2011). The impact category “land use” is intended to encompass such diverse impacts as nature conservation as a whole, including biodiversity, soil protection, erosion and other environmental effects. The issue of biodiversity revealed, that there is a difference between pressure categories like eutrophication, which are (inexplicitly) considered to be generally harmful in LCA and impact categories like impairment of biodiversity which result from the combination of a potentially harmful pressure with a vulnerable /sensitive acceptor biotope or species. This difference should be better expressed in future LCAs. Another theoretical impulse drawn from the here presented research may be a more explicit integration of values already at the stage of characterization in the category land use. Also impacts on soil or water cannot be accounted without considering certain properties which are relevant because of legitimised societal demands. Furthermore it might be recommendable to create a separate impact category “biodiversity” (similarly Klöpffer and Grahl 2009; Finnveden et al. 2009). The topic is complex enough to form a separate category and should not be interwoven with other issues like soil protection. Such an impact category “biodiversity” should be build from the ground up for the topic and should not be based on procedures and terms, which have been developed for the wide range of topics named above. The presented approach can provide a constitutive contribution to this objective. Finally, the approach could be of interest for further developments of other spatially influenced environmental impacts (e.g. soil, water) in LCA. As also indirect land use changes are considered it should be investigated whether the basic approach can be applied to the much-discussed indirect land use change in the impact category climate change.

Acknowledgement The authors wish to thank the German Research Foundation (DFG) for funding the research.

References

- Bernesson S (2004) Life Cycle Assessment of rapeseed oil, rape methyl ester and ethanol as fuels - A comparison between large- and small-scale production. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Biometry and Engineering, Uppsala
- BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2009) FFH-Gebiete 2008, Vogelschutzgebiete (SPA) 2008, ArcInfo-Shape, Daten-DVD
- BKG (Bundesamt für Kartografie und Geodäsie) (2007) VG 250 – Verwaltungsgrenzen Landkreise. ArcInfo-Shape.
- 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
- Bringezu S, Schütz H, O'Brien M, Kauppi L, Howarth RW, Mcneely JA (2009) Towards sustainable production and use of resources: Assessing Biofuels, United Nations Environment Programme
- CBD (Convention on biological diversity) (1992) CBD, concluded at Rio de Janeiro on 5 June 1992, United Nations. <http://www.cbd.int/convention/text/>. Accessed 25 March 2011
- Curran M, De Baan L, De Schryver AM, Van Zelm R, Hellweg S, Koellner T, Sonnemann G, Huijbregts (2011) Toward meaningful end points of biodiversity in life cycle assessment. *Environ. Sci. Technol.* 45(1):70-79
- Dauber J, Jones MB, Stout JC (2010) The impact of biomass crop cultivation on temperate biodiversity. *GCB Bioenergy*. doi:10.1111/j.1757-1707.2010.01058.x
- De Schryver AM, Goedkoop MJ, Leuven RSEW, Huijbregts MAJ (2010) Uncertainties in the application of the species area relationship for characterisation factors of land occupation in life cycle assessment. *Int J LCA* 15:682-691. doi:10.1007/s11367-010-0205-2
- EEA (European Environment Agency) 2007: Estimating the environmentally compatible bioenergy potential from agriculture. EEA Technical report No 12/2007. http://www.eea.europa.eu/publications/technical_report_2007_12. Accessed 7 December 2010
- EEA (European Environment Agency) 2004: High nature value farmland. Characteristics, trends and policy challenges. http://www.eea.europa.eu/publications/report_2004_1/at_download/file. Accessed 7 December 2010
- Finnveden G, Hauschild MZ, Ekvall T, Guinée J, Heijungs R, Hellweg S, Koehler A, Pennington D, Suh S (2009) Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management*. doi:10.1016/j.jenvman.2009.06.018
- Flade M, Plachter H, Henne E, Anders K (2003) Naturschutz in der Agrarlandschaft: Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projekts. Quelle und Meyer, Wiebelsheim, Germany

- FNR (Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V.) (2006) Biokraftstoffe, eine vergleichende Analyse. Gülzow, Germany
- Fuchs D, Hänel K, Lipski A, Reich M, Finck P, Riecken U (ed)(2010) Länderübergreifender Biotopverbund in Deutschland. Grundlagen und Fachkonzept. Naturschutz und Biologische Vielfalt 96
- Fürst D, Scholles F (ed) (2008): Handbuch Theorien + Methoden der Raum- und Umweltplanung. Verlag Dorothea Rohn, Dortmund, Germany
- Geier U (1999) Anwendung der Ökobilanz-Methode in der Landwirtschaft. Schriftenreihe des Instituts für organischen Landbau, Universität Bonn, No 13, Germany
- Geyer R, Stoms DM, Lindner JP, Davis FW, Wittstock B (2010) Coupling GIS and LCA for biodiversity assessments of land use, Part 1: Inventory modelling. *Int J LCA* 15:454-467. doi:10.1007/s11367-010-0170-9
- Glemnitz M, Hufnagel J, Platen R (2008) Einfluss des Biomasseanbaus für Energiebereitstellung auf die Biodiversität. In: Omert J (ed): *Landeskultur in Europa - Lernen von den Nachbarn*, S. 175-192, Münchenberg: DKLG (Schriftenreihe der Deutschen Landeskulturgesellschaft, Heft 5)
- Haas G, Wetterich F, Geier U (2000) Life Cycle Assessment Framework in Agriculture on the Farm Level. *Int J LCA* 5(6):345-348
- Haber W (2008) Biological Diversity - a Concept Going Astray? *GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society* 17:91-96
- Hellmann F, Verburg PH (2010) Impact assessment of the European biofuel directive on land use and biodiversity. *J Environ Manage* 91:1389-1396
- Hellmann F, Verburg PH (2008) Spatially explicit modelling of biofuel crops in Europe. *Biomass and Bioenergy*. doi:10.1016/j.biombioe.2008.09.003
- ISO (2006a) ISO 14040: environmental management - life cycle assessment - principles and framework. ISO, Geneva
- ISO (2006b) ISO 14044: environmental management - life cycle assessment - requirements and guidelines. ISO, Geneva
- JKI (Julius Kühn-Institut) (2004) Verzeichnis regionalisierter Kleinstrukturen. <http://www.jki.bund.de/de/startseite/fachinformationen/pflanzenschutz/pflanzenschutzverfahren/kleinstrukturen/verzeichnis-der-regionalisierten-kleinstrukturanteile-stand-2004.html>. Accessed 3 May 2010
- Kaltschmitt M, Reinhardt GA (ed) (1997) *Nachwachsende Energieträger: Grundlagen, Verfahren, ökologische Bilanzierung*. Vieweg Umweltwissenschaften, Braunschweig, Germany
- Kanning H (2001) *Umwelbilanzen - Instrumente einer zukunftsfähigen Regionalplanung?* Dortmund = UVP-Spezial, 17, Germany
- Klöpffer W, Grahl B (2009) *Ökobilanz (LCA). Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf*. WILEY-VCH Verlag, Weinheim, Germany
- Koellner T, Scholz RW (2008) Assessment of Land Use Impacts on the Natural Environment. Part 2: Generic Characterization Factors for Local Species Diversity in Central Europe. *Int J LCA* 13(1):32-48
- Koellner T (2003) *Land Use in Product Life Cycles and Ecosystem Quality*. Peter Lang, Bern (European University Studies. Series V Economics and Management Vol. 3012)
- Krahl J, Munack A, Schröder O, Ruschel Y, Bünger J (2009) Ultrafine Particles from a Heavy Duty Diesel Engine Running on Rapeseed Oil Methyl Ester. *SAE International* 2691 (1)
- Lovett AA, Sünnenberg GM, Richter GM, Dailey AG, Riche AB, Karp A (2009) Land use implications of increased biomass production identified by GIS-based suitability and yield mapping for *Miscanthus* in England. *Bioenergy Res* 2(1-2):17-28
- Marsh WM (2010) *Landscape Planning, Environmental Applications*, John Wiley & Sons, Inc., USA
- Milà i Canals L, Bauer C, Depestele J, Dubreuil A, Freiermuth Knuchel R, Gaillard G, Michelsen O, Müller-Wenk R, Rydren B (2007) Key Elements in a Framework for Land Use Impact Assessment Within LCA. *Int J LCA* 12(1):5-15
- Munack A, Krahl J, Wilharm T, Ruschel Y, Schaak J, Schröder O, Schmidt L (2009) Emissionsprüfung synthetischer Dieselmotoren. *Landbauforschung - vTI Agriculture and Forestry Research* 4(59):345-356
- Oppermann R, Krismann A, Sonnenberger M, Weiß B (2009) Bundesweites Biodiversitätsmonitoring zur Grünlandvegetation. *Methodik und erste Erfahrungen*. *Natur und Landschaft* 84(2):62-70
- Pierr HP, Lehmann K (2003) Vielfalt im Wandel der Zeit – Historischer Überblick und Status Quo. In: Begemann F, Schröder S (ed): *Produktvielfalt durch Ressourcenvielfalt. Schriften zu genetischen Ressourcen*, Band 23, ZADI, Germany
- RAUMIS (Regionalisiertes Agrar- und Umweltinformationssystem) (2003) (1999) Agrardaten für 2003 und 1999. Vgl. Henrichsmeyer W, Cyprius C, Löhle W, Meudt M, Sander R, von Sothen F, Isermeyer F, Scheffsky A, Schlee KH, Neander E, Fasterding F, Helmcke B, Neumann M, Nieberg H, Manegold D, Meier T (1996) *Entwicklung des gesamtdeutschen Agrarsektormodells RAUMIS 96. Endbericht zum Kooperationsprojekt. Forschungsbericht für das BML (94 HS 021)*, Bonn und Braunschweig, Germany
- Roßberg D, Gutsche V, Enzian S, Wick, M (2002) NEPTUN 2000 - Erhebung von Daten zum tatsächlichen Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittel im Ackerbau Deutschlands. *Berichte aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft* 98, Germany
- Sala OE, Chapin III FS, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kingzig A, Leemans R, Lodge DM, Mooney HA, Oesterheld M, Poff NL, Sykes MT, Walker BH, Walker M, Wall DH (2000) Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science* 287(5459):1770-1774
- Sala OE, Sax D, Leslie H (2009) Biodiversity Consequences of Increased Biofuel Production. In: Howarth RW, Bringezu S (ed): *Biofuels: Environmental Consequences and Interactions with Changing Land Use*, 127-137, Gammersbach, Germany
- Scholles F (2008) *Bewertungsmethoden*. In: Fürst D und Scholles F (ed): *Handbuch Theorien + Methoden der Raum- und Umweltplanung*. Verlag Dorothea Rohn, Dortmund, Germany
- Schumacher W (1995a) *Artenschutz in den heutigen Agrarökosystemen*. In: Dachverband wissenschaftlicher Gesellschaften der Agrar-, Forst-, Veterinär- und Umweltforschung e.V. (ed): *Ökologische Leistungen der Landwirtschaft*, S. 75-84, München, Germany: Verlagsunion Agrar (Agrarspektrum 24)
- Schumacher W (1995b) *Offenhaltung der Kulturlandschaft? Naturschutzziele, Strategien, Perspektiven*. *LÖBF-Mitteilungen* 4:52-61
- Schweinle J (2000) *Methode zur Integration des Aspektes der Flächennutzung in der Ökobilanzierung*. *Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft* Nr. 202, Hamburg, Germany
- Selman P (2000) *Environmental Planning*, SAGE Publications, London, Thousand Oaks, New Delhi
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2004) *Umweltgutachten des SRU. Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern*. http://www.umweltrat.de/SharedDocs/Downloads/DE/01_Umweltgutachten/2004_Umweltgutachten_Hausdruck.pdf?__blob=publicationFile. Accessed 27 October 2010
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2007) *Klimaschutz durch Biomasse: Sondergutachten*. Hausdruck. http://www.umweltrat.de/SharedDocs/Downloads/DE/02_Sondergutachten/2007_SG_Biomasse_KF.pdf?__blob=publicationFile. Accessed 27 October 2010
- Statistische Ämter des Bundes und der Länder (2008) *Statistik regional. Daten für die Kreise und kreisfreien Städte Deutschlands. Ausgabe 2008, Daten für 2003*, Germany
- UBA (Umweltbundesamt), DLR-DFD (2004) *Corine Land Cover 2000, Daten zur Bodenbedeckung – Deutschland*, ArcInfo Exchange-Format, Daten-DVD

- Urban B, Krahl J, Munack A, Kanning H, Von Haaren C (2007) Analysis of the life cycle assessment approach for the evaluation of land use related impacts on biodiversity in biofuels production (full article in german) *Landbauforschung Völkenrode* 57(4):419-427
- Urban B, Von Haaren C, Kanning H, Krahl J, Munack A (2008) Biological diversity in life cycle assessment. Concept for a methodical integration exemplified at biofuels (full article in german). *Naturschutz und Landschaftsplanung* 40(12):409-414
- Urban B (2009) Biologische Vielfalt in Ökobilanzen - vom Konzept zur Umsetzung. In: Feifel S, Walk W, Wursthorn S, Schebek L (ed.): *Ökobilanz 2009 - Ansätze und Weiterentwicklungen zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit*, 139-144, KIT Scientific Publishing, Karlsruhe, Germany
- Urban B, Von Haaren C, Kanning H, Krahl J, Munack A (2011) Methode zur Bewertung der Biodiversität in Ökobilanzen am Beispiel biogener Kraftstoffe. Aussagemöglichkeiten und -grenzen für Ökobilanzen auf Bundesebene auf der Basis vorhandener Daten. *Umwelt und Raum*, Band 3, Cuvillier Verlag, Göttingen, Germany
- Vogel K (2009) Entwicklung und Erprobung von softwaregestützten Methoden des Biodiversitätsmanagements auf landwirtschaftlichen Betrieben. Dissertation, Fakultät für Architektur und Landschaft der Leibniz Universität Hannover. <http://edok01.tib.uni-hannover.de/edoks/e01dh09/60996917X.pdf>. Accessed 12. December 2009
- Von Haaren, C (2004) *Landschaftsplanung*. Ulmer UTP 8253, Stuttgart, Germany
- Wetterich F, Köpke U (2003) Indikatoren für ein nationales Monitoring der Umwelteffekte landwirtschaftlicher Produktion -Testphase- Band 2: Biologische Vielfalt und Landschaftsästhetik. Erarbeitet im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin, Germany
- Zah R, Böni H, Gauch M, Hirschier R, Lehmann M, Wäger P (2007) Life Cycle Assessment of Energy Products: Environmental Assessment of Biofuels. Empa, St. Gallen, Switzerland, http://www.bioenergywiki.net/images/8/80/Empa_Bioenergie_ExecSumm_engl.pdf. Accessed 18 October 2010. Full report (in German) available at: www.empa.ch/biofuels

Table 1 Calculation example for the claiming of land valuable for biodiversity in the fictional counties A, B and C

Table 2 Calculation example of the Shannon-Weaver-Index in the fictional county A

Table 3 Rule for evaluation of N-fertilizer levels in cropland

Table 4 Rule for evaluation of N-fertilizer levels in grassland

Table 5 Calculation of the evaluation of the nitrogen fertilizer levels for the baseline in Hildesheim

Fig. 1 Graphic overview of the method

Fig. 2 Agricultural areas valuable for biodiversity in Germany

Fig. 3 Worsening of the indicator “for the biodiversity valuable land per hectare agricultural area” from the spatially optimized scenario to the worst case scenario in the counties of Germany

Table 1 Calculation example for the claiming of land valuable for biodiversity in the fictional counties A, B and C

County	Agricultural area (AA) (ha)	Additional wheat area (ha)	Valuable areas (ha)	Valuable areas (% of AA)	Worst Case occupancy (ha)	Worst Case conservation (ha)	Worst Case % of occupied valuable areas in county	Spatially optimized % of occupied valuable areas in county
A	1000	115	50	5	50	0	100	0
B	1000	59	70	7	59	11	84	0
C	1000	7	30	3	7	23	23	0
total	3000	181	150			34		

Table 2 Calculation example of the Shannon-Weaver-Index in the fictional county A

County A	Baseline (%)	Scenario (%)	Difference (%)	H Baseline	H Scenario	Difference H
Grassland	30	27	-3	1.5	1.36	- 0.14
Wheat	35	46	11			
Sugar beet	18	14	-4			
Rape	11	8	-2			
Maize	6	5	-1			
Fallow	1	0.4	-0.4			
total	100	100	0			

Table 3 Rule for evaluation of N-fertilizer levels in cropland (after Schumacher 1995b, modified in Vogel 2009)

N-fertilizer (kg/ha)	Grades of impact	Utilization adjusted to nature conservation
> 170	5	Very small
100 to 170	4	Small
50 to 100	3	Medium
0 to 50	2	High
0	1	Very high

Table 4 Rule for evaluation of N-fertilizer levels in grassland (after Schumacher 1995a, b, modified in Vogel 2009)

N-fertilizer (kg/ha)	Grades of impact	Utilization adjusted to nature conservation
> 230	5	Very small
150 to 230	4	Small
50 to 150	3	Medium
0 to 50	2	High
0	1	Very high

Table 5 Calculation of the evaluation of the nitrogen fertilizer levels for the baseline in Hildesheim

County of Hildesheim	N-fertilizer kg/ha	Grade of impact	Baseline (ha)	Area (ha) x grade of impact
Grassland	119.3	3	3798	11394
Wheat	196.7	5	34859	174295
Rye	137.8	4	104	416
Winter barley	155.5	4	4839	19356
Spring barley	82.8	3	382	1146
Oat	82.2	3	378	1134
Potato	129.7	4	732	2928
Sugar beet	154.7	4	14850	59400
Rape	189.5	5	2046	10230
Maize	143	4	261	1044
Fallow	0	1	5273	5273
total			67522	286616

Fig. 1 Graphic overview of the method

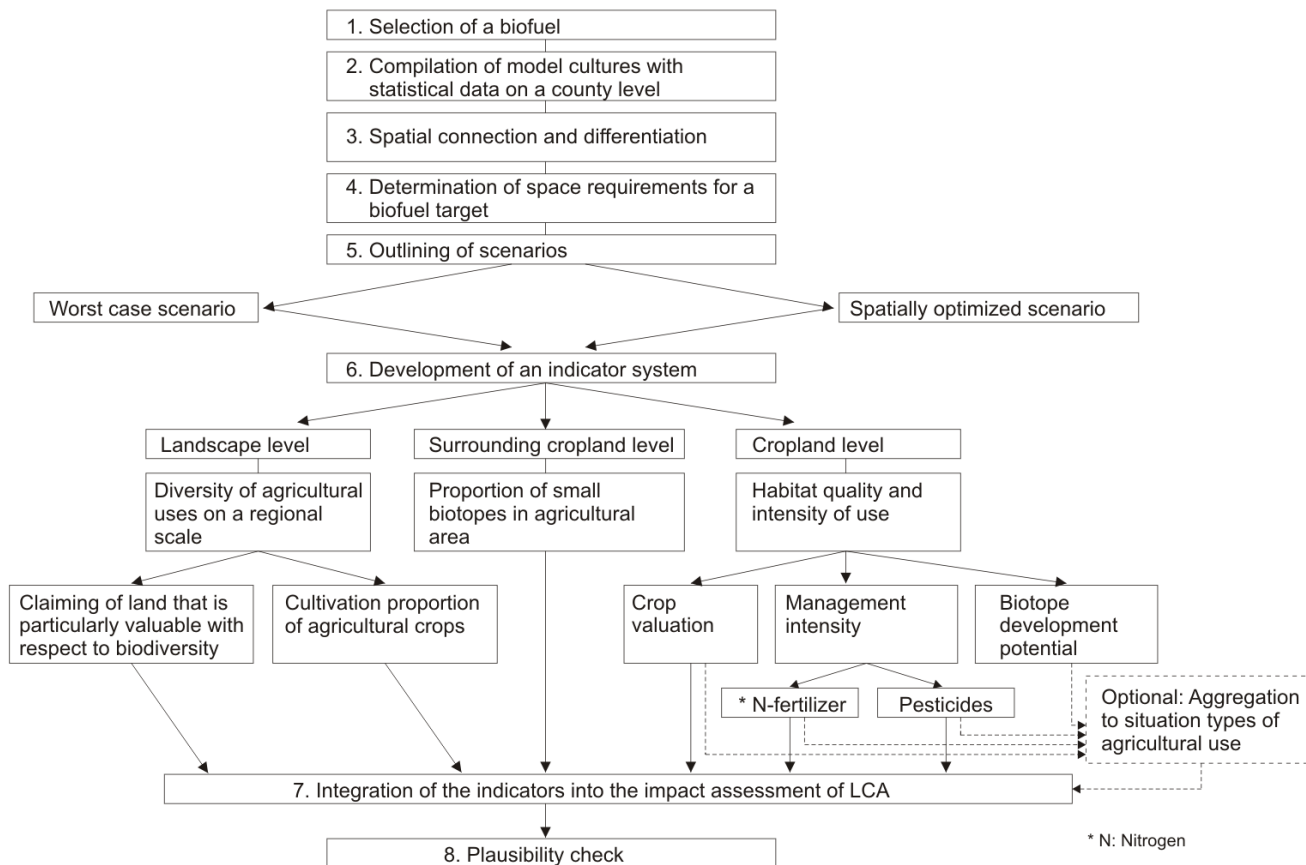


Fig. 2 Agricultural areas valuable for biodiversity in Germany

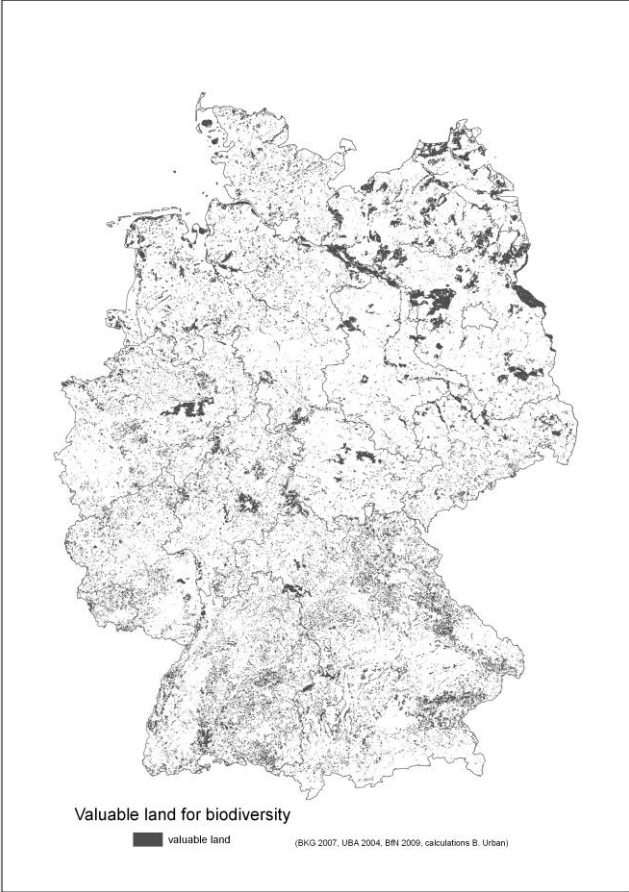
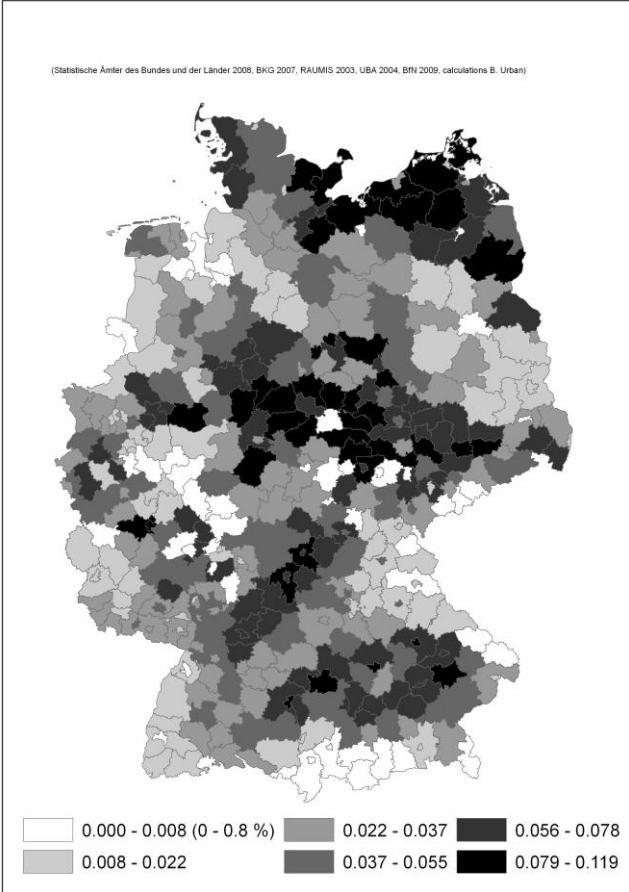


Fig. 3 Worsening of the indicator “for the biodiversity valuable land per hectare agricultural area” from the spatially optimized scenario to the worst case scenario in the counties of Germany



G Erweiterte Betrachtungen und Diskussion

G Erweiterte Betrachtungen und Diskussion

Ergänzende Ausführungen zu den Indikatoren

Ergänzend zu dem entwickelten Indikatorensystem (Teil E, Kap. 9) wurde im Rahmen einer Diplomarbeit an der TU Braunschweig und dem Von Thünen-Institut an der Operationalisierung eines weiteren Indikators gearbeitet (LEPPELT 2011). Der neu zu entwickelnde Indikator soll die vorhandenen Indikatoren Fruchtarteneinschätzung, Stickstoffdünger und Pflanzenschutzmitteleinsatz mit dem Biotopentwicklungspotenzial verbinden und zu einer aggregierten flächenbezogenen Bewertung zusammenführen. Die „Situationstypen“ sollen die Beurteilung der grundsätzlichen Habitataignung auf Flächenebene ermöglichen (Teil E, Kap. 9.8).

In der Diplomarbeit (LEPPELT 2011) wird ein zweistufiges, Fuzzy Logik basiertes Verfahren entwickelt. In dem ersten Schritt werden verschiedene Verfahren aufgezeigt, wie die Fruchtarten den Biotopentwicklungspotenzialen in den Landkreisen zugeordnet werden können. Über ein Rangkorrelationsverfahren werden die Fruchtarten anteilig den verschiedenen Biotopentwicklungspotenzialen zugeordnet (Landkreisebene). Über ein Ackerflächenmodell werden den landwirtschaftlichen Schlägen die Fruchtarten und Biotopentwicklungspotenziale zugewiesen (Schlagebene). Die Zuordnung als Erweiterung der vorhandenen Szenarien (Teil E, Kap. 8) ist eine Voraussetzung für die anschließende Bewertung. Der zweite Schritt des Verfahrens beinhaltet die Aggregation der genannten Einzelindikatoren zu einem aggregierten Biodiversitätsindex (ABI). Alle vier Indikatoren wurden gleich gewichtet. Die Berechnungen werden durch ein mehrstufiges Fuzzy Interferenz System durchgeführt.

Die grundsätzliche Umsetzbarkeit konnte für den Beispiellandkreis Verden gezeigt werden. Abb. 1 stellt die Verschneidung des Biotopentwicklungspotenzials mit den Feldblockdaten dar. Abb. 2 zeigt die Fruchtartenverteilung im Worst Case Szenario. Aus Abb. 3 lässt sich der aggregierte Biodiversitätsindex für die Fruchtartenverteilung im Worst Case Szenario entnehmen.

Biotopentwicklungspotenzial für landwirtschaftliche Feldblöcke im Landkreis Verden

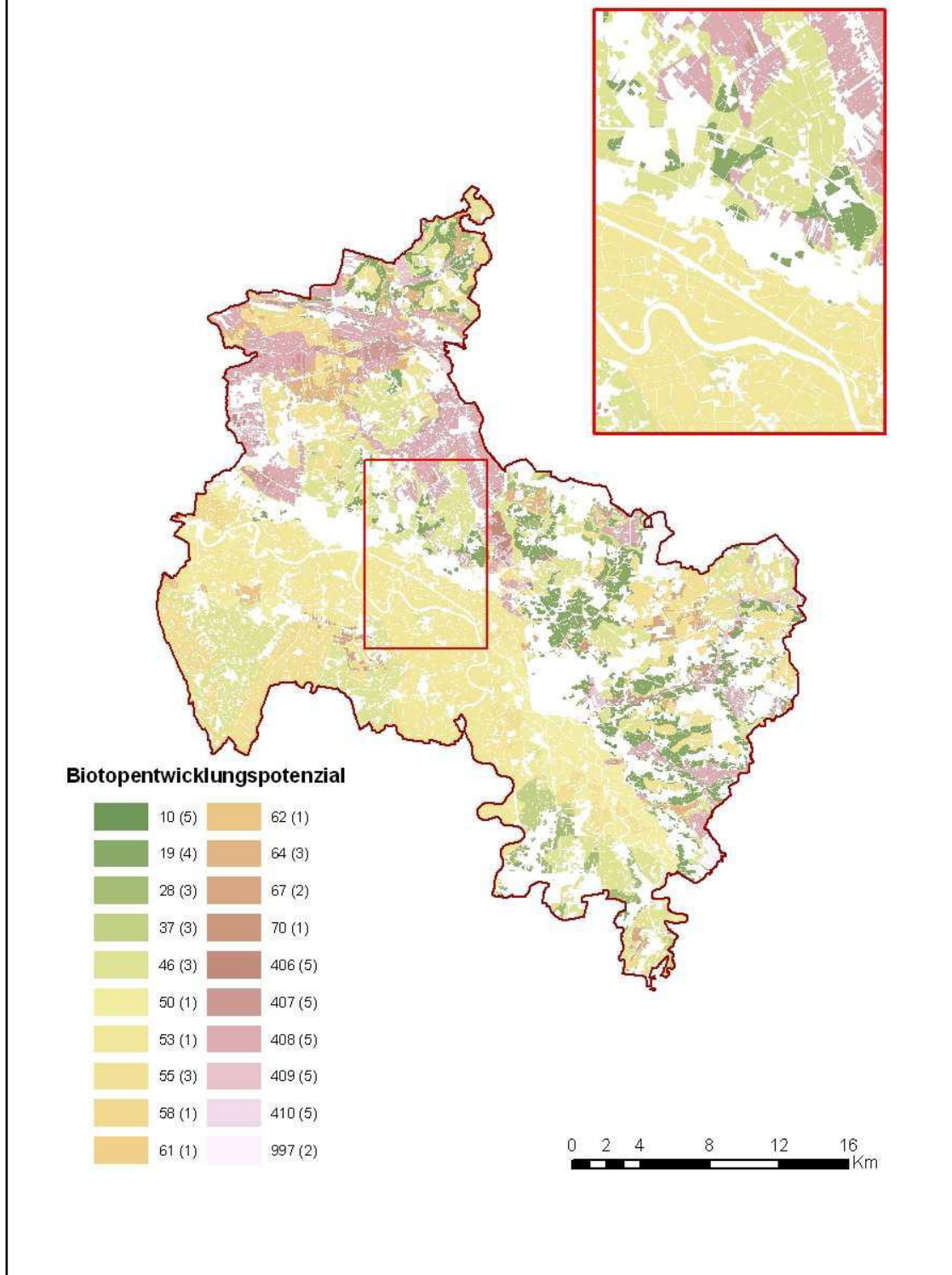


Abb. 1: Verschneidung des Biotopentwicklungspotenzials mit Feldblockdaten im Landkreis Verden (LWK Niedersachsen 2010, LBEG 2010), Habitategignung in Klammern in Anlehnung an BRAHMS et al. (1989). Aus Leppelt (2011)

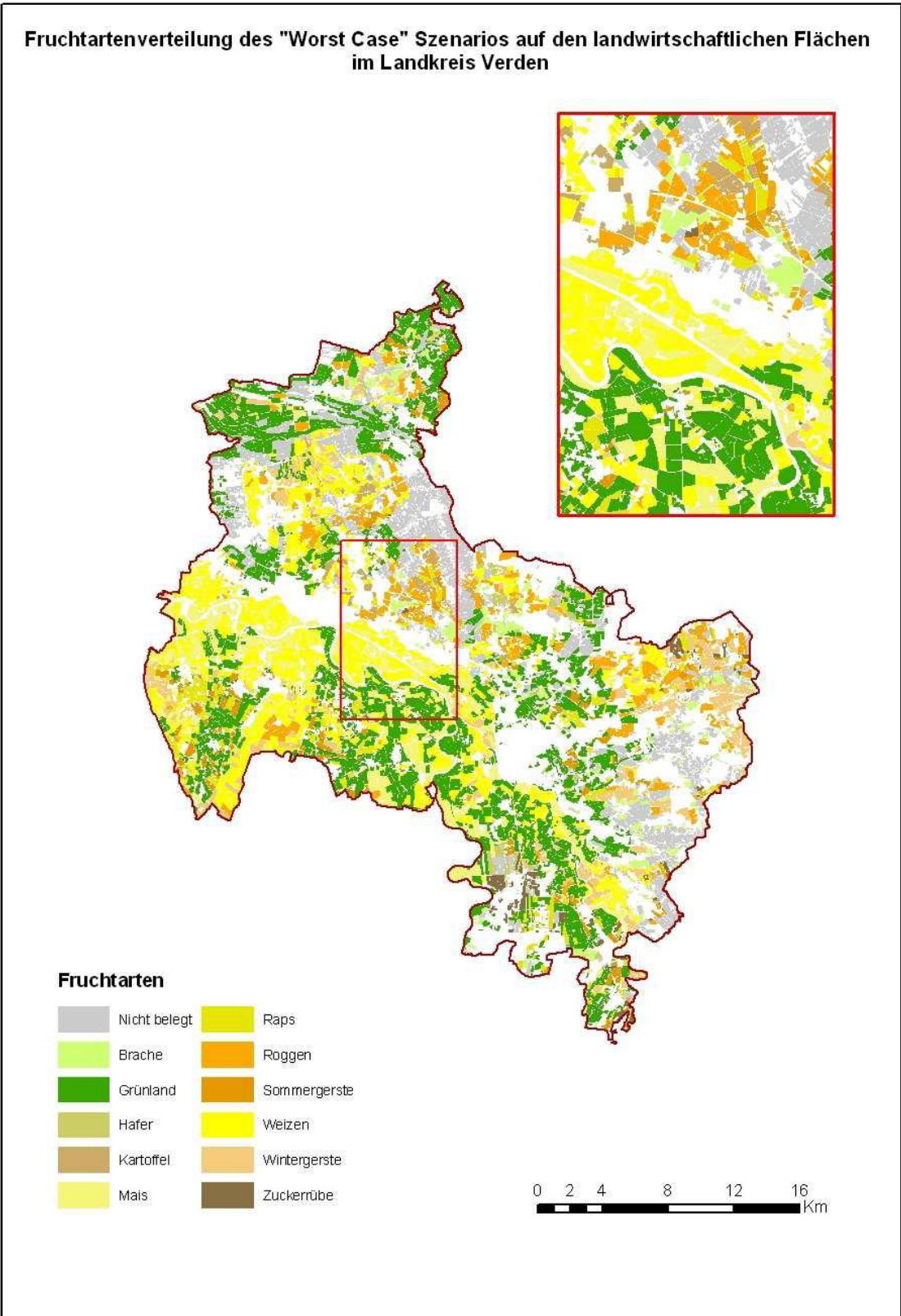


Abb. 2: Fruchtartenverteilung auf den landwirtschaftlichen Flächen im Landkreis Verden. Berechnung über Rangkorrelation für die Feldblockdaten (LWK NIEDERSACHSEN 2010) und die Fruchtartenverteilung im „Worst Case“ Szenario (URBAN et al. 2011). Aus Leppelt (2011)

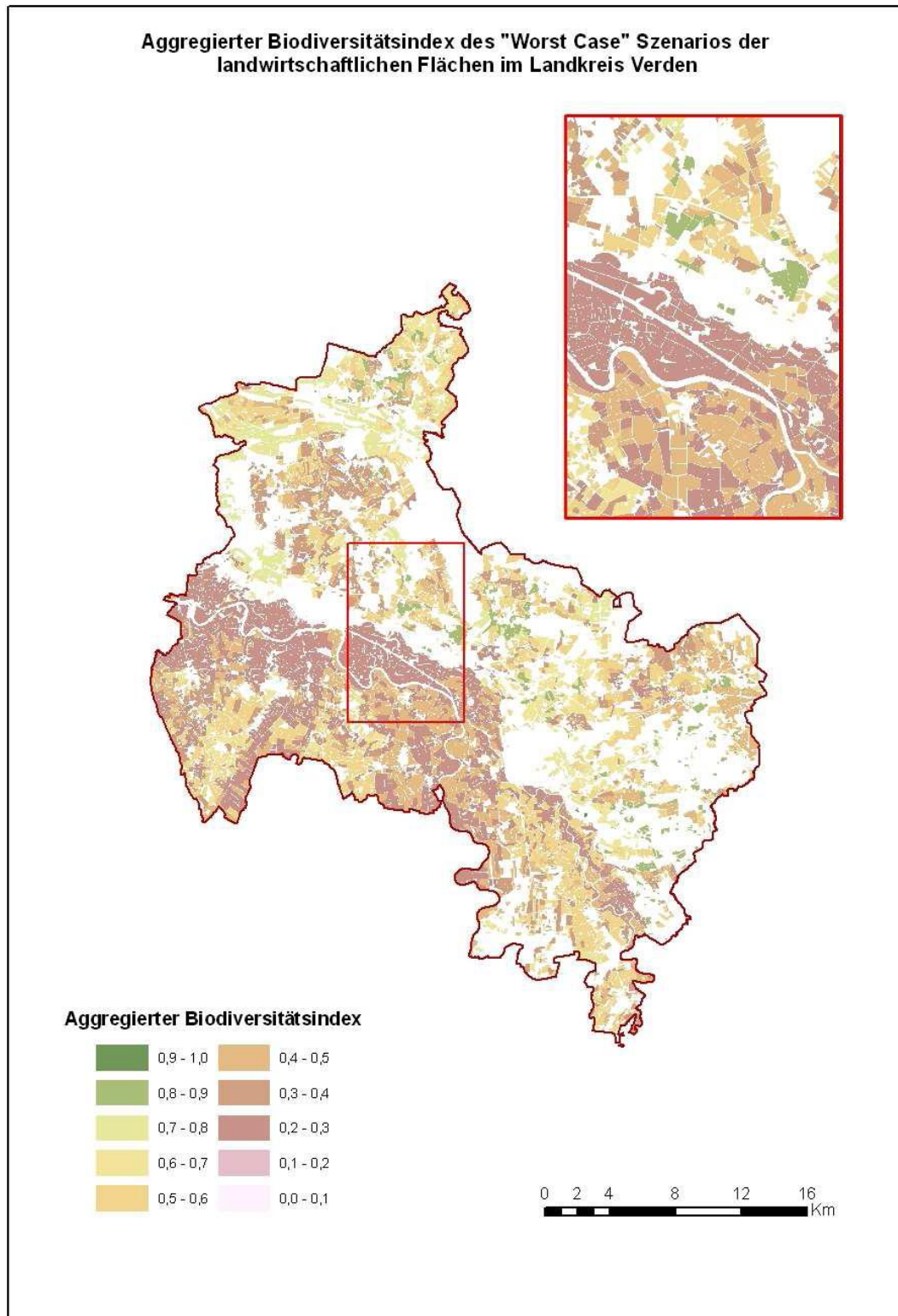


Abb. 3: Aggregierter Biodiversitätsindex der landwirtschaftlichen Flächen im Landkreis Verden. Berechnung über FIS (Fuzzy Interferenz System) in MATLAB 2010 für die Feldblockdaten (LWK NIEDERSACHSEN 2010) und die Fruchtartenverteilung im „Worst Case“ Szenario (URBAN et al. 2011). Aus Leppelt (2011)

Es wird jeweils ein Gesamt-ABI der landwirtschaftlichen Fläche für die drei Fruchtartenverteilungen (Ausgangszustand sowie die beiden Szenarien) im Landkreis Verden errechnet. Dieser Index kann prinzipiell einen Wert von 0 (schlechtester Wert) bis 1 (alle vier Indikatoren im Optimum) annehmen. Bei einem Zuordnungsverfahren mit Rangkorrelation (ohne Moor) ergaben sich die folgenden Resultate:

Ausgangszustand: 0,477 durchschnittlicher ABI pro ha

Worst Case Szenario: 0,453 durchschnittlicher ABI pro ha

Räumlich optimiertes Szenario: 0,467 durchschnittlicher ABI pro ha

Alle drei Werte weisen nach der Definition des Index auf mittlere Bedingungen für die biologische Vielfalt hin. Der zusätzliche Anbau von Weizen würde in beiden Szenarien eine Verschlechterung bedeuten. Diese Verschlechterung fällt im Worst Case Szenario aufgrund der Beanspruchung von Grünland und Brachflächen höher aus.

Da sich der aggregierte Indikator auf die funktionelle Einheit (ein Hektar landwirtschaftliche Fläche) bezieht, ist eine Integration in die Ökobilanz grundsätzlich möglich. Aufgrund fehlender Daten für ganz Deutschland (Biotopentwicklungspotenzial) sowie der bisher eher hypothetischen Zuordnungsverfahren wäre eine deutschlandweite Durchführung bisher allerdings noch nicht möglich.

Erweiterte Diskussion zur methodischen Einordnung

Das entwickelte Vorgehen ist methodisch als Charakterisierungsmethode für Biodiversität innerhalb der Wirkungskategorie Land Use einzuordnen (Teil E, Kap. 5.5). Im Folgenden soll die entwickelte Methode in einem erweiterten Kontext betrachtet und diskutiert werden (vgl. zur Diskussion auch Teil E, Kap. 12). Dazu werden verschiedene übergeordnete Aspekte vorgestellt und in Beziehung zu der vorliegenden Arbeit gestellt. Als Oberbegriffe für die Diskussion sollen die Begriffe „Midpoint“ und „Endpoint“ dienen. Diese Ausdrücke werden in der Ökobilanzliteratur sehr häufig verwendet, allerdings in verschiedenen Zusammenhängen und mit unterschiedlichen Bedeutungen.

Die Begriffe „Midpoint“ und „Endpoint“ werden vor allem für zwei verschiedene Sachverhalte benutzt, die bisher wenig auseinandergelassen werden. Einerseits geht es um die Vorgehensweise bei der Wirkungsabschätzung inklusive der Aggregation und Gewichtung verschiedener Umweltwirkungen. In diesem Sinne werden die Begriffe analog zu den Arbeitsschritten der Ökobilanz gebraucht. Die Midpointebene entspricht der Zuordnung der Sachbilanzergebnisse zu den Wirkungskategorien (Klassifizierung) und der Charakterisierung innerhalb der Wirkungskategorien. Wirkungskategorien werden entsprechend auch als midpoint-Kategorien bezeichnet, Charakterisierungsmethoden als Midpointmethoden und die dazugehörigen Wirkungsindikatoren als Midpointindikatoren (FINNVEDEN et al. 2009, KLÖPFFER & GRAHL 2009). Die Endpointebene befasst sich mit der Zusammenführung und Gewichtung der einzelnen Wirkungskategorien zu Gesamtergebnissen (CURRAN et al. 2011). In dem genannten Sinne ist die entwickelte Methode als Midpointmethode aufzufassen, da sie eine Charakterisierungsmethode innerhalb der Wirkungskategorie Land Use darstellt. Auf der anderen Seite werden die Begriffe „Midpoint“ und „Endpoint“ jedoch auch für die Stellung innerhalb der Wirkungskette benutzt (ebd.). In diesem Sinne hat die entwickelte Methode auch Elemente von Endpoint, da sich einige Indikatoren (State/Impact – Indikatoren, vgl. Teil E, Kap. 9.1) auf das Ende der Wirkungskette beziehen.

Im Hinblick auf die Unterscheidung der Wirkungsabschätzungsmethoden in Charakterisierungsmethoden und übergreifende Wirkungsabschätzungsmethoden (Teil E, Kap. 5.3) sind erstere wie erwähnt als Midpointmethoden zu bezeichnen, da sie sich auf eine Wirkungskategorie beschränken. Die übergreifenden Wirkungsabschätzungsmethoden (über die Betrachtung einer einzelnen Wirkungskategorie hinausgehend) werden hingegen häufig in Midpoint- und Endpointmethoden unterteilt (JRC 2010). Die CML-Methode (GUINÉE et al. 2002) ist z. B. eine Midpointmethode, weil die Betrachtung mit den Ergebnissen der einzelnen Wirkungskategorien endet (also nach der Charakterisierung bzw. Indikatorberechnung in den einzelnen Kategorien). Letztlich handelt es sich also um eine Sammlung von Charakterisierungsmethoden verschiedener Wirkungskategorien. Es werden zwar Hinweise zu den Endpoints gegeben, aber es finden keine Gewichtungen der Wirkungskategorien oder eine Aggregation statt. Diese weiteren Schritte sind in der Ökobilanzmethodik fakultativ und werden bei Midpointmethoden ausgeklammert (Teil E, Kap. 5.3). Der Eco-indicator 99 (GOEDKOOP & SPRIENSMA 2001) ist dagegen eine

Endpointmethode, da die Betrachtung eine Gewichtung und eine aggregierte Bewertung umfasst (JRC 2010). Über die zu betrachtenden Endpoints gibt es einen relativ großen Konsens, auch wenn ihre Bezeichnungen in den verschiedenen übergreifenden Wirkungsabschätzungsmethoden variieren. Diese Endpoints bzw. Umweltschadenskategorien sind die menschliche Gesundheit, die natürliche Umwelt und die natürlichen Ressourcen (FINNVEDEN et al. 2009, BAUMANN & TILLMANN 2004).

In Zusammenhang mit der Stellung in der Wirkungskette beziehen sich Endpointindikatoren bzw. -methoden auf das Ende der Wirkungskette bzw. den Schaden, während Midpointindikatoren bzw. -methoden in der Mitte der Wirkungskette ansetzen. Diese mittlere Position befindet sich in der Mitte zwischen den Sachbilanzergebnissen und dem Umweltschaden (JOLLIET et al. 2004). Midpointmethoden setzen in der Mitte der Wirkungskette (Midpoint) an und versuchen auf naturwissenschaftlicher Basis Wirkungen der verschiedenen Wirkungskategorien messbar zu machen (z. B. CO₂-Äquivalente als Maß für das Treibhauspotenzial). Endpointmethoden beziehen sich auf das Ende der Wirkungskette (Endpoint) bzw. den Schaden und führen die einzelnen Ergebnisse der Wirkungskategorien zu leichter verstehbaren gewichteten Gesamtergebnissen zusammen (ebd.). Endpunkte sind die potenziellen Schadwirkungen (KLÖPFFER & GRAHL 2009) bzw. die Schutzgüter selbst (JOLLIET et al. 2004).

GUINÉE et al. (2006) ordnen, bezogen auf die Wirkungskette, den Ökobilanzbegriffen die Unterteilung des Indikatorensystems des DPSIR-Modells zu (vgl. Teil E, Kap. 3.2) und begreifen dabei Midpoint als „State“ und Endpoint als „Impact“. In diesem System wird Biodiversität als Impact aufgefasst (ebd.), die CML-Methode betrachtet den Verlust von Biodiversität dementsprechend als Endpoint (GUINÉE et al. 2002). KLÖPFFER & GRAHL (2009) sprechen von einer Effekthierarchie mit primären, sekundären und tertiären Wirkungen und ordnen die darauf bezogenen Mid- bzw. Endpointmethoden zwei verschiedenen Denkschulen zu. Die eher in Europa beheimatete Denkschule der Midpointmethoden bezieht sich auf potenzielle Wirkungen und beruht auf einem Vorsorgeprinzip. Danach sollte die Quantifizierung nahe der Sachbilanz bei den Primärwirkungen erfolgen, da genauere Kenntnisse der Sekundär- und Tertiäreffekte oft nicht vorliegen und Aussagen zu unsicher sind. Der Schwerpunkt der Denkschule der Endpointmethoden liegt eher in den USA. Es soll mehr auf tatsächlichen Wirkungen ankommen und deshalb wird möglichst nahe der Endpunkte quantifiziert. Eine einheitliche Terminologie hinsichtlich der Stellung der verschiedenen Effekte in der Wirkungskette liegt nicht vor.

Autoren, die auf den Gesichtspunkt der Stellung in der Wirkungskette abzielen, sprechen auch von möglichen Endpointmodellierungen innerhalb einzelner Wirkungskategorien, wenn es darum geht, einen Umweltaspekt bis zum möglichen Schaden hin zu modellieren (FINNVEDEN et al. 2009). Dies steht allerdings in einem gewissen Widerspruch zur üblichen Auffassung der Wirkungskategorien als Midpointkategorien. FINNVEDEN et al. (2009) finden es wünschenswert, einen gewissen Grad an Freiheit in den Methoden zu erlauben und eine Harmonisierung der Mid- und Endpointmethoden anzustreben. Grundsätzlich kann man sagen, dass Endpointmethoden die Wirkungskette bis zum entstehenden Schaden weiter modellieren und

dabei die Ergebnisse der einzelnen Wirkungskategorien bewertend aggregieren. Da verschiedene Vorstellungen darüber bestehen, welche Aspekte Midpoints bzw. Endpoints sind, ist hier allerdings „die Konfusion perfekt“ (KLÖPFFER & GRAHL 2009: 221). In der hier vorgelegten Arbeit werden bezüglich der Stellung in der Wirkungskette Indikatoren auf verschiedenen Stufen des Ursache-Wirkungszusammenhanges verwendet, um die Auswirkungen auf die biologische Vielfalt möglichst umfassend abbilden zu können. In dieser Bedeutung verstanden, hat die entwickelte Methode also auch Elemente von Endpoint, da sich einige Indikatoren (State/Impact – Indikatoren, vgl. Teil E, Kap. 9.1) auf das Ende der Wirkungskette beziehen.

UDO DE HAES et al. (2002) definieren Endpoints als die Elemente eines Umweltwirkungsmechanismus, die selbst einen gesellschaftlichen Wert besitzen. Sie führen zusätzlich „Life Support Functions“ in die Ökobilanz ein. Diese Funktionen, wie z. B. die klimatische Regulationsfunktion können auf dem Midpointlevel als Vertreter der Schutzgüter betrachtet werden. Als solche repräsentieren sie einen gesellschaftlichen Wert bereits auf der Midpointebene. Charakterisierungsmethoden, die diesem Ansatz folgen, können bereits Elemente der Bewertung enthalten (UDO DE HAES et al. 2002). In diesem Sinne könnte also die in der vorliegenden Arbeit entwickelte Methode (Teil E) als Midpointmethode betrachtet werden, die die notwendigen Elemente der Bewertung für Biodiversität enthält.

Des Weiteren werden Ökobilanzen häufig in „attributorial“ und „consequential“ eingeteilt. FINNVEDEN et al. (2009) definieren „attributorial“ als bezogen auf die Darstellung der relevanten Stoff- und Energieflüsse, der Fokus der entsprechenden Ökobilanzmethoden liegt auf der Beschreibung. Demgegenüber stehen Ökobilanzen bzw. Ökobilanzmethoden, die sich auf mögliche Entscheidungen und ihre Konsequenzen beziehen („consequential“). Es geht es darum, die Auswirkungen von Alternativen in der Ökobilanz zeigen zu können. In dieser Einordnung ist die entwickelte Methode (Teil E) als „consequential“ anzusehen. Durch die alternativen Szenarien „Worst Case“ und „räumlich optimiert“ werden die verschiedenen Möglichkeiten für Entscheidungsträger deutlich gemacht.

In Hinsicht auf Auswirkungen von Landnutzungen auf die Biodiversität werden die Mid- und Endpointebene im Allgemeinen folgendermaßen verstanden: Alle Auswirkungen durch Landnutzungen auf Biodiversität, Boden u. a. werden in der Wirkungskategorie Land Use zusammengeführt (klassifiziert) und mit Hilfe von Wirkungsindikatoren charakterisiert. Bei Nutzung des Eco-indicator 99 (GOEDKOOOP & SPRIENSMA 2001) als übergreifender Wirkungsabschätzungsmethode werden diese Ergebnisse aus der Wirkungskategorie Land Use mit Ergebnissen der Kategorien Versauerung, Eutrophierung und Ökotoxizität zu dem Endpoint Ökosystemscha-den verrechnet und dann mit den weiteren Endpoints menschliche Gesundheit sowie Ressourcen zu dem Endergebnis in der Einheit Ecopoints zusammengefasst. Die in der vorliegenden Arbeit entwickelte Methode beschränkt sich auf die Wirkungskategorie Land Use und ist in diesem Sinne als Midpointmethode anzusprechen.

Bei Betrachtung der verschiedenen Diskussionspunkte wird deutlich, dass die in der vorgelegten Dissertation entwickelte Methode (Teil E) sowohl Elemente von Midpoint als auch von Endpoint

enthält. Entsprechend einer Midpointmethode bezieht sie sich ausschließlich auf eine Wirkungskategorie (Land Use) und verrechnet, gewichtet oder aggregiert ihre Ergebnisse nicht mit denen anderer Wirkungskategorien. Insofern handelt es sich um eine typische Charakterisierungsmethode für eine Wirkungskategorie. Durch einige Besonderheiten hat die Methode jedoch auch Merkmale von Endpointmethoden. Tab. 1 ordnet zusammenfassend zu der vorstehenden Diskussion einigen Elementen der entwickelten Methode die Begriffe Mid- und Endpoint zu.

Tab. 1: Elemente von „Midpoint“ und „Endpoint“ in der entwickelten Methode zur Bewertung von Biodiversität in Ökobilanzen (Teil E)

Elemente von „Midpoint“	Elemente von „Endpoint“
Betrachtung nur einer Wirkungskategorie (Land Use)	
Charakterisierungsmethode innerhalb der Wirkungskategorie	
Einige Wirkungsindikatoren sind eher Midpoint-Indikatoren, z. B. N-Dünger	Einige Wirkungsindikatoren sind näher am „Endpoint“ bzw. am Schaden, z. B. Inanspruchnahme von für die Biodiversität wertvollen Flächen
Ergebnisse sind Wirkungsindikatorwerte innerhalb einer Wirkungskategorie	
Kein aggregierter Single-Indikator	
Keine Verrechnung, Gewichtung oder Aggregation mit anderen Wirkungskategorien	Integration von Bewertungen (allerdings nicht als Gewichtung zwischen verschiedenen Wirkungskategorien)

Die Ergebnisse der Arbeit legen eine eigene Wirkungskategorie Biodiversität nahe (Teil E, Kap. 14), um die Auswirkungen von Landnutzungen auf diesen Umweltbereich eigenständig prüfen zu können. Denn angesichts der Vielschichtigkeit dieses Themas führt die Verbindung mit weiteren Themen wie Boden oder Erosion zu einer enormen Unübersichtlichkeit, die in der Fachliteratur vielerorts beklagt wird (Teil B). Ob man diesen eigenen Themenbereich Biodiversität indes als Mid- oder Endpoint auffasst, erscheint angesichts der Verwirrung um diese Begriffe offen. Einerseits könnte man, wie vorgeschlagen, eine eigene Wirkungskategorie (Midpoint) entwickeln. Diese würde als Eigenheiten für diesen Themenbereich insbesondere räumlich unterschiedliche Empfindlichkeiten berücksichtigen als auch Bewertungen integrieren. Andererseits könnte man Biodiversität als eigenen Endpoint auffassen, der bis zum Schaden (Verlust an Biodiversität) am Ende der Wirkungskette modelliert wird. *Entscheidend ist letztlich, dass Biodiversität als wichtiges eigenständiges Themenfeld in die Ökobilanz integriert wird und dieser wichtige Umweltaspekt dadurch in Zukunft mehr in gesellschaftlichen Entscheidungen berücksichtigt werden kann. Dafür leistet die vorliegende Dissertation einen Beitrag.*

Generell sollte bei der Verwendung von Ökobilanzen auf die Grenzen dieses Instruments geachtet werden. Dies gilt sowohl für

a. Grenzen des Beitrags für gesellschaftliche Entscheidungen als auch für

b. Grenzen der Produktbetrachtung

a. Gesellschaftliche Entscheidungen können durch Ökobilanzen verbessert und erleichtert werden, aber Ökobilanzen können selbst keine Entscheidungen treffen. Diese eigentlich triviale Tatsache scheint bei der Verwendung von Ökobilanzen manchmal in Vergessenheit zu geraten. In den verschiedenen Wirkungsabschätzungsmethoden kommen letztendlich die verschiedenen möglichen Werthaltungen der Gesellschaft zum Ausdruck. „Together the different LCIA methods offer an overview of smaller, greater and more contentious environmental problems on which decision makers will have to take a stand and eventually make decisions” (BAUMANN & TILLMAN 2004: 171). Es liegt eine große Gefahr darin, dass den Entscheidungsträgern und im Vorfeld auch den Anwendern der gängigen Ökobilanzsoftware die Ergebnisse als objektive Wahrheiten erscheinen und die dahinter stehenden Methoden und Werthaltungen nicht bewusst sind. NACH BAUMANN & TILLMAN (2004) umgeht der typische Nutzer einer Ökobilanzsoftware verschiedene Probleme. Er benutzt eine der zahlreichen „ready to use“ (ebd.: 133) Wirkungsabschätzungsmethoden und lässt sich sein Ergebnis ausrechnen. Die Entscheidung, welchen Umweltwirkungen welche Wichtigkeit zugemessen wird, wird damit versteckt in einer Ökobilanzsoftware getroffen, statt eine bewusste gesellschaftliche Entscheidung zu sein.

b. Ein zentrales Merkmal einer Ökobilanz ist ihre Produktsicht, alle Umweltwirkungen werden in Bezug auf ein bestimmtes Produkt untersucht. Insbesondere in Zusammenhang mit der Diskussion um indirekte Landnutzungsänderungen werden allerdings die Grenzen der Ökobilanz mit ihrer Denkweise aus Produktsicht deutlich. Selbst wenn es ermöglicht wird, die Auswirkungen von indirekten Landnutzungsänderungen (Flächenverschiebungen die letztendlich auf das betrachtete Produkt zurückgehen) in der Ökobilanz zu berücksichtigen, sprengen die zu bedenkenden Folgen den Rahmen einer Produktbetrachtung. Sehr deutlich wird das bei den Bemühungen um die Zertifizierung von Biokraftstoffen (Teil E, Kap. 1). Der Beitrag „Why the debate about land use change should not only focus on biofuels“ (GORISSEN et al. 2010) zeigt die verschiedenen Zusammenhänge auf und weist auf die Notwendigkeit von allgemeinen, intelligenten Landbewirtschaftungsleitlinien hin. Die Ökobilanzierung oder Zertifizierung für einzelne Produkte kann dafür keine Verantwortung übernehmen. Hier ist eine Ökosystemperspektive (und keine Produktperspektive) notwendig, um das Muster aus vielen Einflüssen auf Natur und Landschaft erkennbar zu machen. Die Notwendigkeit einer umweltschonenden und biodiversitätsfreundlichen Landnutzung sollte zwar in der Ökobilanzierung von Produkten zum Ausdruck kommen. Dieses Instrument wäre jedoch überfordert, wenn es als generelles politisches Instrument für nachhaltige Bewirtschaftung eingesetzt werden sollte.

Quellenverzeichnis

Verwendete Quellen der Abschnitte A und G (Quellen der Teile B bis F direkt dort)

- BAUMANN, H. & TILLMAN, A.-M., 2004: The Hitch Hiker's Guide to LCA. An orientation in life cycle assessment methodology and application. 543 S., Lund, Sweden: Studentlitteratur
- BERNESSON, S., 2004: Life Cycle Assessment of rapeseed oil, rape methyl ester and ethanol as fuels - A comparison between large- und small-scale production. Erarbeitet im Auftrag der Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Biometry and Engineering, Uppsala. 269 S., Manuskript, vervielfältigt
- BRENTROP, 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
- CURRAN, M., DE BAAN, L., DE SCHREYVER, A.M., VAN ZELM, R., HELLWEG, S., KOELLNER, T., SONNEMANN, G. & HUIJBREGTS, M.A.J., 2011: Toward meaningful end points of biodiversity in life cycle assessment. *Environ. Sci. Technol.* 45 (1): 70-79
- DE SCHRYVER, A.M., GOEDKOOP, M.J., LEUVEN, R.S.E.W. & HUIJBREGTS, M.A.J., 2010: Uncertainties in the application of the species area relationship for characterisation factors of land occupation in life cycle assessment. *Int J LCA* 15: 682-691. doi:10.1007/s11367-010-0205-2
- DIERSSEN, K. & KIEHL, K., 2000: Theoretische Grundlagen zur Definition, Messung und Bedeutung von Diversität. *Schriftenreihe Vegetationskunde* 32: 7-21
- ELLENBERG, H., 1996: *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht*. Fünfte, stark veränderte und verbesserte Auflage. 1095 S., Stuttgart: Ulmer (UTB für Wissenschaft: Grosse Reihe)
- FINNVEDEN, G., HAUSCHILD, M.Z., EKVALL, T., GUINÉE, J., HEIJUNGS, R., HELLWEG, S., KOEHLER, A., PENNINGTON, D. & SUH, S. 2009: Recent developments in life cycle assessment. *Journal of Environmental Management* 91 (1): 1-21
- FORMAN, R. T. T. & GODRON, M., 1986: *Landscape Ecology*. 619 S., New York: John Wiley & Sons
- FÜRST, D. & SCHOLLES, F. (Hrsg.), 2008: *Handbuch Theorien + Methoden der Raum- und Umweltplanung*. Dortmund: Verlag Dorothea Rohn
- GEIER, U., 1999: *Anwendung der Ökobilanz-Methode in der Landwirtschaft*. Schriftenreihe des Instituts für organischen Landbau, Universität Bonn, Nr. 13
- GOEDKOOP, M. & SPRIENSMA, R. (2001): The Eco-Indicator 99. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. Stand: 2011-3-28, <http://www.pre.nl/content/eco-indicator-99>
- GORISSEN, L., BUYTAERT, V., CUYPERS, D., DAUWE, T. & PELKMANS, L., 2010: Why the Debate about Land Use Change Should Not Only Focus on Biofuels. *Environmental Science & Technology* 44 (11): 4046-4049

- GUINÉE, J. B., GORRÉE, M., HEIJUNGS, R., HUPPES, G., KLEIJN, R., DE KONING, A., VAN OERS, L., WEGENER SLEESWIJK, A., SUH, S., UDO DE HAES, H. A., DE BRUIJN, H., VAN DUIN, R., HUIJBREGTS, M. A. J., LINDEIJER, E., ROORDA, A. A. H., VAN DER VEN, B. L. & WEIDEMA, B. P., 2002: Handbook on Life Cycle Assessment. Operational Guide to the ISO Standards. 708 S., Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers
- HAAS, G., WETTERICH, F. & GEIER, U., 2000: Life Cycle Assessment Framework in Agriculture on the Farm Level. *Int J LCA* 5(6): 345-348
- HOBOHM, C., 2000: Biodiversität. 214 S., Wiebelsheim: Quelle und Meyer (UTB für Wissenschaft: Uni-Taschenbücher; 2162)
- JOLLIET, O., MÜLLER-WENK, R., BARE, J., BRENT, A., GOEDKOOP, M., HEIJUNGS, R., ITSUBO, N., PEÑA, C., PENNINGTON, D. W., POTTING, J., REBITZER, G., STEWART, M., UDO DE HAES, H. A. & WEIDEMA, B. P., 2004: The LCIA midpoint-damage framework of the UNEP-SETAC Life Cycle Initiative. *Int J LCA* 9 (6): 394-404
- JRC (JOINT RESEARCH CENTRE DER EUROPÄISCHEN KOMMISSION) 2010: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) - Background Document: Analysis of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment (LCA). Stand: 2011-4-6, <http://ict.jrc.ec.europa.eu/pdf-directory/ILCD-Handbook-LCIA-Background-analysis-online-12March2010.pdf>
- KALTSCHMITT, M. & REINHARDT, G. A. (Hrsg.), 1997: *Nachwachsende Energieträger: Grundlagen, Verfahren, ökologische Bilanzierung.* 527 S., Braunschweig: Vieweg (Vieweg Umweltwissenschaften)
- KAULE, G., 1991: *Arten- und Biotopschutz. Zweite überarbeitete und erweiterte Auflage.* 519 S., Stuttgart: Ulmer (UTB für Wissenschaft: Grosse Reihe)
- KLÖPFFER, W. & GRAHL, B., 2009: *Ökobilanz (LCA). Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf.* 426 S., Weinheim: WILEY-VCH Verlag
- KOELLNER, T. & SCHOLZ, R. W., 2008: *Assessment of Land Use Impacts on the Natural Environment. Part 2: Generic Characterization Factors for Local Species Diversity in Central Europe.* *Int J LCA* 13 (1): 32-48
- KOELLNER, T., 2003: *Land Use in Product Life Cycles and Ecosystem Quality.* 271 S., Bern: Peter Lang (European University Studies. Series V Economics and Management Vol. 3012)
- KRAHL, J., MUNACK, A., SCHMIDT, L., URBAN, B., PETCHATNIKOV, M., SCHRÖDER, O. (2010): *Wechselwirkungen zwischen Biodiesel und modernen Dieselkraftstoffen.* In: *Förderkreis Abgasnachbehandlungstechnologie für Dieselmotoren (Hrsg.). 8. FAD-Konferenz: Herausforderung - Abgasnachbehandlung für Dieselmotoren; Beiträge; 3.11.-4.11.2010 in Dresden.* Dresden, FAD, 209-223
- LEPPELT, T. (2011): *Fuzzy Logik basierte Entwicklung eines Indikators auf Flächenebene zur Beurteilung der Auswirkungen der Nutzungsänderungen durch Energiepflanzenanbau auf die Biodiversität im methodischen Rahmen einer Ökobilanz.* Unveröffentlichte Diplomarbeit an der TU Braunschweig (Studiengang Geoökologie) sowie dem Von Thünen- Institut. Betreuung: Richter, O., Krahl, J., Urban, B.

- MILÀ I CANALS, L., BAUER, C., DEPESTELE, J., DUBREUIL, A., FREIERMUTH KNUCHEL, R., GAILLARD, G., MICHELSEN, O., MÜLLER-WENK, R. & RYDGREN, B., 2007: Key elements in a framework for land use impact assessment within LCA. *Int J LCA* 12 (1): 5-15
- MÜHLENBERG, M. & SLOWIK, J., 1997: Kulturlandschaft als Lebensraum. 312 S., Wiesbaden: Quelle und Meyer (UTB für Wissenschaft: Uni-Taschenbücher; 1947)
- PLACHTER, H., 1991: Naturschutz. Stuttgart: Gustav Fischer (UTB für Wissenschaft: Uni-Taschenbücher; 1563)
- POTT, R., 1993: Farbatlas Waldlandschaften. Ausgewählte Waldtypen und Waldgesellschaften unter dem Einfluss des Menschen. 224 S., Stuttgart: Ulmer
- RINGE, B. (verheiratet URBAN, B.), 2002: Geschützte Arten in der Bauleitplanung. 95 S., Hannover: Institut für Landschaftspflege und Naturschutz am Fachbereich für Landschaftsarchitektur und Umweltentwicklung der Universität Hannover (Arbeitsmaterialien 47)
- SCHWEINLE, J., 2000: Methode zur Integration des Aspektes der Flächennutzung in die Ökobilanzierung. 120 S., Hamburg: BFH (Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Nr. 202)
- SLAWSKI, R., FLEGEL, M., GOCLIK, E., PLESSING, J., RIEGER, W., RINGE, B. (verheiratet URBAN, B.) (2000): Online-Dokumentation zu Natur und Landschaft in der Region Braunschweig - Ostfalen. Stand: 2011-3-28, <http://robert.cyty.com/natur/index.html>
- SRU (SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN), 2002: Sondergutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen. Für eine Stärkung und Neuorientierung des Naturschutzes. Stand: 2011-4-6, http://www.umweltrat.de/SharedDocs/Downloads/DE/02_Sondergutachten/2002_SG_Naturschutz.pdf?__blob=publicationFile
- TOWNSEND, C. R., HARPER, J. L. & BEGON, M., 2003: Ökologie. 647 S., Berlin: Springer
- UDO DE HAES, H. A., FINNVEDEN, G., GOEDKOOP, M., HAUSCHILD, M., HERTWICH, E. G., HOFSTETTER, P., JOLLIET, O., KLÖPPFER, W., KREWITT, W., LINDEIJER, E., MÜLLER-WENK, R., OLSEN, S. I., PENNINGTON, D. W., POTTING, J. & STEEN, B., 2002: Life-Cycle Impact Assessment: Striving towards Best Practice. 272 S., Pensacola, USA: Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC)
- URBAN, B., 2002: Artenschutz in der Bauleitplanung. *Natur und Landschaft* 77 (12): 521-522
- URBAN, B., 2009: Biologische Vielfalt in Ökobilanzen - vom Konzept zur Umsetzung. In: Feifel, S., Walk, W., Wursthorn, S. & Schebek, L. (Hrsg.): *Ökobilanz 2009 - Ansätze und Weiterentwicklungen zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit*. 139-144, KIT Scientific Publishing, Karlsruhe
- URBAN, B., KRAHL, J., MUNACK, A., KANNING, H. & VON HAAREN, C., 2007: Analyse der Ökobilanz als Methode zur Beurteilung von Auswirkungen des landwirtschaftlichen Anbaus für Biokraftstoffe auf die Biodiversität. *Landbauforschung Völkenrode* 57 (4): 419-427
- URBAN, B., VON HAAREN, C., KANNING, H., KRAHL, J. & MUNACK, A., 2008: Biologische Vielfalt in Ökobilanzen - Konzept für eine methodische Integration am Beispiel biogener Kraftstoffe. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 40 (12): 409-414

- URBAN, B., VON HAAREN, C., KANNING, H., KRAHL, J. & MUNACK, A., 2011: Methode zur Bewertung von Biodiversität in Ökobilanzen am Beispiel biogener Kraftstoffe. Aussage-möglichkeiten und -grenzen für Ökobilanzen auf Bundesebene auf der Basis vorhandener Da-ten. Umwelt und Raum, Band 3, 210 S., Cuvillier Verlag, Göttingen
- VON HAAREN, C., 2004: Landschaftsplanung. 527 S., Stuttgart: Ulmer (UTB; 8253)
- WILSON, E. O., 1995: Die Welt der Vielfalt. Die Bedrohung des Artenreichtums und das Über-leben des Menschen. 512 S., München: Piper
- ZAH, R., BÖNI, H., GAUCH, M., HISCHIER, R., LEHMANN, M. & WÄGER, P., 2007: Öko-bilanz von Energieprodukten: Ökologische Bewertung von Biotreibstoffen. Schlussbericht. Stand: 2011-4-7, <http://www.news.admin.ch/NSBSubscriber/message/attachments/8514.pdf>

Nachweis des individuellen Beitrags der Autoren

Teil der Dissertation	Manuskript	Erstautorin (Barbara Urban)	Koautoren
B	Urban B, Krahl J, Munack A, Kanning H, Von Haaren C (2007): Analyse der Ökobilanz als Methode zur Beurteilung von Auswirkungen des landwirtschaftlichen Anbaus für Biokraftstoffe auf die Biodiversität. <i>Landbauforschung Völkenrode</i> 57 (4): 419-427	Literaturrecherche und -analyse, Schreiben des Manuskripts	Korrektur des Manuskripts
C	Urban B, Von Haaren C, Kanning H, Krahl J, Munack A (2008): Biologische Vielfalt in Ökobilanzen – Konzept für eine methodische Integration am Beispiel biogener Kraftstoffe. <i>Naturschutz und Landschaftsplanung</i> 40 (12): 409-414	Entwicklung des Konzepts, Schreiben des Manuskripts	Durchsicht und Diskussion des Konzepts, Korrektur des Manuskripts
D	Urban B (2009): Biologische Vielfalt in Ökobilanzen – vom Konzept zur Umsetzung. In: Feifel S, Walk W, Wursthorn S, Schebek L (Hrsg.): <i>Ökobilanz 2009 – Ansätze und Weiterentwicklungen zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit</i> . 139-144, KIT Scientific Publishing, Karlsruhe	Alleinige Autorin	
E	Urban B, Von Haaren C, Kanning H, Krahl J, Munack A (2011): Methode zur Bewertung der Biodiversität in Ökobilanzen am Beispiel biogener Kraftstoffe – Aussagemöglichkeiten und -grenzen für Ökobilanzen auf Bundesebene auf der Basis vorhandener Daten. <i>Umwelt und Raum</i> , Band 3, 210 S., Cuvillier Verlag, Göttingen	Entwicklung der Methode, Umsetzung der Methode, Schreiben des Manuskripts	Anregungen zur Methodenentwicklung und zur Umsetzung. Durchsicht und Diskussion der Ergebnisse, Korrektur des Manuskripts Kap. 3.3 sowie der letzte Abschnitt von Kap. 3.2 wurden maßgeblich von Christina von Haaren geschrieben
F	Urban B, Von Haaren C, Kanning H, Krahl J, Munack A (2011): Spatially differentiated method for the examination of biodiversity in LCA exemplified by biofuels. Unveröffentlichtes Manuskript	Auswahl und Aufbereitung der zentralen Punkte der Arbeit, Schreiben des Manuskripts	Korrektur des Manuskripts

Eidesstattliche Erklärung

Hiermit versichere ich, Barbara Urban, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig verfasst, keine anderen Hilfsmittel und Quellen als die angegebenen verwendet habe und diese Arbeit noch nicht als Dissertation oder Prüfungsarbeit vorgelegt wurde.

Diese Dissertation ist eine kumulative Dissertation. Teile der Arbeit wurden mit Zustimmung durch die Betreuerin, Prof. Dr. Christina von Haaren vorab veröffentlicht.

Barbara Urban

Braunschweig, 6. Mai 2011