



Birte Bredemeier, Meike Schmehl,
Michael Rode, Jutta Geldermann
& Christina von Haaren

Biodiversität und Landschaftsbild in der Ökobilanzierung von Biogasanlagen



Biodiversität und Landschaftsbild in der Ökobilanzierung von Biogasanlagen

Ergebnisse eines Forschungsvorhabens *)

Birte Bredemeier¹, Meike Schmehl², Michael Rode¹,
Jutta Geldermann² & Christina von Haaren¹

¹ Institut für Umweltplanung, Leibniz Universität Hannover,
Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover

² Georg-August-Universität Göttingen, Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät,
Professur für Produktion und Logistik, Platz der Göttinger Sieben 3, 37073 Göttingen

*) „Ökobilanzierung von Biogasanlagen an niedersächsischen Standorten II –
Integration der Wirkungskategorien Biodiversität und Landschaftsbild“

Gefördert durch das Niedersächsische Ministerium für Ernährung,
Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Geschäftszeichen: 105.1-3234/1-5(269)

Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.ddb.de> abrufbar.

1. Aufl. - Hannover: Institut für Umweltplanung, 2017

Herausgeber: Institut für Umweltplanung
 Leibniz Universität Hannover
 Herrenhäuser Straße 2, 30419 Hannover
 www.umwelt.uni-hannover.de

Schriftleitung: Dr. Stefan Rüter

Titelbilder: oben: Maisschlag im Naturraum Lingener Land (Foto: Jens Lamm);
 Mitte: Biogasanlage (Foto: Christoffer Lange-Kabitz);
 unten: Ackerwildkräuter entlang eines Maisschlages (Foto: Christoffer
 Lange-Kabitz)

Die Verantwortung für den Inhalt liegt bei den Autoren.

Umwelt und Raum	Band 8	1-75	Institut für Umweltplanung, Hannover 2017
-----------------	--------	------	---

Biodiversität und Landschaftsbild in der Ökobilanzierung von Biogasanlagen

Birte Bredemeier, Meike Schmehl, Michael Rode, Jutta Geldermann & Christina von Haaren

Inhalt

Vorwort	5
Zusammenfassung	7
1 Einleitung	13
2 Beispielbetriebe und Untersuchungsgebiete	15
2.1 BGA 1: Ackerbauregion Südniedersachsen	15
2.2 BGA 2: Veredelungsregion.....	15
3 Wirkungsabschätzung des Biomasseanbaus in Hinblick auf die Biodiversität und das Landschaftsbild	17
3.1 Methodische Grundlagen der ökobilanziellen Bewertung und Vorgehen im vorliegenden Vorhaben	17
3.2 Methode der Wirkungsabschätzung Biodiversität.....	18
3.2.1 Indikator ‚Anbauweise und Fruchtart‘	19
3.2.2 Indikator ‚Standort‘	20
3.2.3 Indikator ‚Landschaftsheterogenität‘	23
3.2.4 Zusammenführung der Einzelbewertungen zur Beschreibung potenzieller Wirkungen auf die Biodiversität	25
3.2.5 Entwicklung eines Anbauszenarios für das Bezugsjahr 1999.....	25
3.3 Methode der Wirkungsabschätzung Landschaftsbild	26
3.3.1 Indikator ‚Landschaftsästhetischer Grundwert von Landschaftskomponenten‘	27
3.3.2 Indikator ‚Ausprägung von Landschaftskomponenten‘	28
3.3.3 Indikator ‚Landschaftliche Vielfalt‘	29
3.3.4 Zusammenführung der Einzelbewertungen zur Beschreibung potenzieller Wirkungen auf das Landschaftsbild	31
3.3.5 Entwicklung eines Anbauszenarios für das Bezugsjahr 1999.....	31
3.4 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung	32
3.4.1 BGA 1.....	32
3.4.1.1 Wirkungsabschätzung Biodiversität	32

3.4.1.2	Wirkungsabschätzung Landschaftsbild	35
3.4.2	BGA 2.....	38
3.4.2.1	Wirkungsabschätzung Biodiversität	38
3.4.2.2	Wirkungsabschätzung Landschaftsbild	41
3.4.3	Ergebniszusammenfassung.....	43
3.5	Validierung der modellierten schlagspezifischen Biodiversitätswerte auf Grundlage von Erfassungen im Gelände.....	45
3.5.1	Erfassung der Ackerwildkrautflora.....	45
3.5.2	Erhebung von Bewirtschaftungsdaten.....	45
3.5.3	Modellvalidierung am Beispiel BGA 1	47
4	Integration der Methoden zur Biodiversitäts- und Landschaftsbildbewertung in das Betriebsmanagementsystem MANUELA.....	51
5	Integration der schlagspezifischen Biodiversitätsbewertung in die Ökobilanzsoftware Umberto zur Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Produktionssysteme	55
5.1	Programmtechnische Ausgangsbasis	55
5.2	Bewertungsansätze zur Biodiversitätsbewertung	56
5.2.1	Verfügbare Datenbasis	56
5.2.2	Differenzierter Biotopwert (Ansatz 1)	57
5.2.3	Anzahl der potenziell reduzierten Ackerwildkrautarten (Ansatz 2).....	57
5.3	Umsetzung am Beispiel BGA 1	59
5.3.1	Ziel und Untersuchungsrahmen	59
5.3.2	Sachbilanz	60
5.3.3	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung	60
6	Schlussfolgerungen und Ausblick.....	65
6.1	Fazit für die Praxis	65
6.2	Methodendiskussion und Möglichkeiten der Weiterentwicklung	66
7	Quellenverzeichnis.....	69

Anhang

Abbildungen

Abb. 1:	Landschaftseindruck Naturraum Braunschweig-Hildesheimer-Lössbörde.....	15
Abb. 2:	Landschaftseindruck Naturraum Lingener Land.....	16
Abb. 3:	Schematische Darstellung der Zuordnung von Nutzung/Anbauintensität und Standort zu differenzierten Biotopwerten auf Grundlage von Artenzahlen der Ackerwildkrautflora.....	22
Abb. 4:	Modellierte schlagspezifische Biodiversitätsbewertung für BGA 1.....	34
Abb. 5:	Einzelbewertung von Landschaftskomponenten im Untersuchungsgebiet BGA 1 auf Grundlage der Indikatoren ‚Landschaftsästhetische Bewertung von Landschaftskomponenten‘ und ‚Ausprägung von Landschaftskomponenten‘.....	36
Abb. 6:	Schlagspezifische Biodiversitätsbewertung für BGA 2 auf Grundlage der Indikatoren ‚Anbauweise und Fruchtart‘, ‚Standort‘ und ‚Landschaftsheterogenität‘.....	39
Abb. 7:	Einzelbewertung von Landschaftskomponenten im Untersuchungsgebiet BGA 2 auf Grundlage der Indikatoren ‚Landschaftsästhetische Bewertung von Landschaftskomponenten‘ und ‚Ausprägung von Landschaftskomponenten‘.....	42
Abb. 8:	a) Luftbild Teilbereich Untersuchungsgebiet BGA 1; b) Biotoptypen Teilbereich Untersuchungsgebiet BGA 1 in MANUELA.....	51
Abb. 9:	Eingabemaske für die Anlage von Schlagattributen.....	52
Abb. 10:	Menü-Aufbau des PlugIns MANUELA in OpenJUMP.....	52
Abb. 11:	Eingabemaske für die Biodiversitätsbewertung in MANUELA.....	53
Abb. 12:	Ergebnis der Biodiversitätsbewertung auf Schlagebene für einen Teilbereich des Untersuchungsgebiets BGA 1.....	54
Abb. 13:	Auszug aus den benutzerdefinierten Funktionen zur Spezifikation der Schlag-Transition.....	58
Abb. 14:	Parameterliste der Schlag-Transition.....	59
Abb. 15:	Beitrag einzelner Schläge der BGA 1 zur Wirkungskategorie Klimawandel bezogen auf die Bereitstellung von 1 t FM Silomais.....	61
Abb. 16:	Beitrag einzelner Schläge der BGA 1 zur Wirkungskategorie Versauerung bezogen auf die Bereitstellung von 1 t FM Silomais.....	62
Abb. 17:	Schlagbezogener Wirkungsindikator ‚Differenzierter Biotopwert‘ der Wirkungskategorie Biodiversität für die BGA 1.....	63
Abb. 18:	Schlagbezogener Wirkungsindikator ‚Reduzierte Anzahl Ackerwildkrautarten‘ der Wirkungskategorie Biodiversität für die BGA 1.....	63
Abb. 19:	Schlagbezogener Wirkungsindikator ‚Relative reduzierte Anzahl Ackerwildkrautarten‘ der Wirkungskategorie Biodiversität für die BGA 1.....	64

Tabellen

Tab. 1:	Naturräumliche Rahmenbedingungen und ausgewählte technische Charakteristika der untersuchten Betriebe/Biogasanlagen.....	16
Tab. 2:	Bausteine einer klassischen Ökobilanz und hier vorgenommene Anpassungen für die Wirkungskategorie Biodiversität	19
Tab. 3:	Fruchtartenspezifisches potenzielles Risiko für die Artenvielfalt.....	20
Tab. 4:	Verknüpfung von Standorten, Ackerbiotoptypen und zu erwartenden Pflanzengesellschaften	21
Tab. 5:	Bewertung der Vielfalt nicht technischer Biotoptypen.....	23
Tab. 6:	Bewertung der Fruchtartenvielfalt.....	24
Tab. 7:	Verknüpfungsregel für die Auf- und Abwertung des differenzierten Biotopwertes auf Grundlage der Landschaftsheterogenität	25
Tab. 8:	Bausteine einer klassischen Ökobilanz und Anpassung für die Wirkungskategorie Landschaftsbild.....	27
Tab. 9:	Beispielhafte Zuordnung von Landschaftskomponenten zu landschaftsästhetischen Grundwerten	28
Tab. 10:	Aufwertungskriterien für die Bewertung von Ausprägungen der Landschaftskomponente Acker.....	29
Tab. 11:	Landschaftsbildgruppen zur Ermittlung der landschaftlichen Strukturvielfalt.....	30
Tab. 12:	Verflechtungsmatrix zur Ermittlung des Korrekturfaktors der Landschaftskomponentenbewertung zur Einbeziehung der Vielfaltsbewertung	31
Tab. 13:	Hauptfruchtarten und Anbauanteile im Bereich der BGA 1 in den Jahren 2013 und 1999.....	35
Tab. 14:	Edge Density-Index von Landschaftsbildgruppen im Untersuchungsgebiet BGA 1	37
Tab. 15:	Hauptfruchtarten und Anbauanteile im Bereich der BGA 2 in den Jahren 2013 und 1999.....	40
Tab. 16:	Edge Density-Index von Landschaftsbildgruppen im Untersuchungsgebiet BGA 2	42
Tab. 17:	Vergleichende Übersicht der Biodiversitätsbewertung von BGA 1 und BGA 2 für den Status quo und die Szenarien für die Jahre 2013 und 1999	44
Tab. 18:	Vergleichende Übersicht der Landschaftsbildbewertung von BGA 1 und BGA 2 (inkl. umgebender Landschaft) für den Status quo und die Szenarien für die Jahre 2013 und 1999.....	44
Tab. 19:	Für die Bewertung potenzieller Wirkungen auf die Biodiversität ermittelte Kriterien und Indikatoren	46
Tab. 20:	Ammoniak-Emissionsfaktoren für die Ausbringung von Mineraldünger und Wirtschaftsdünger	60

Vorwort

Von September 2012 bis März 2015 förderte das Land Niedersachsen durch das Niedersächsische Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz das Forschungsvorhaben „Ökobilanzierung von Biogasanlagen an niedersächsischen Standorten II – Integration der Wirkungskategorien Biodiversität und Landschaftsbild“. Die Bearbeitung des Vorhabens erfolgte durch das Institut für Umweltplanung der Leibniz Universität Hannover in Kooperation mit der Professur für Produktion und Logistik der Georg-August-Universität Göttingen.

Ziel des Forschungsvorhabens war es, nach praxistauglichen Wegen zu suchen, wie Biodiversitäts- und Landschaftsbildaspekte in die Ökobilanzierung von Biogasanlagen integriert werden können. Dieser praxistaugliche Ansatz sollte am Beispiel der Biogaserzeugung in Niedersachsen entwickelt werden. Die vorliegende Veröffentlichung fasst die Ergebnisse aus dem Forschungsvorhaben zusammen.

Wir danken dem Niedersächsischen Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz für die finanzielle Förderung. Unser besonderer Dank gilt Herrn Dr. Gerd Höher und Herrn Theo Lühns (Abt. Nachwachsende Rohstoffe und Bioenergie) für die sehr gute Zusammenarbeit. Besonderer Dank gilt außerdem den beteiligten Landwirten, die durch ihre Zeit und fruchtbare Diskussionen maßgeblich zum Gelingen dieses Vorhabens beigetragen haben.

Auch ein Studienprojekt beschäftigte sich mit Teilaspekten dieses Forschungsvorhabens. Wir danken den daran beteiligten Studierenden Lisa Buchkremer, Laura Haase, Carina Holtwerth, Christoffer Lange-Kabitz, Ina Przybilla, Hannah Schnepel und Sandra Schüren-Hinkelmann für ihre Mitarbeit.

Weiterhin danken wir Herrn Dr. Frank Schaarschmidt für die Unterstützung bei den statistischen Analysen sowie Herrn Jens W. Lamm und Herrn Justus Eichler für die tatkräftige Unterstützung der Feldarbeiten. Herrn Dr. Stefan Rüter gilt unser Dank für die Unterstützung bei der Veröffentlichung dieses Berichts in der Schriftenreihe Umwelt und Raum.

Zusammenfassung

Vor dem Hintergrund von zunehmenden Nutzungskonflikten muss sich die Nutzung von Biomasse verstärkt an den Zielen einer nachhaltigen Entwicklung und hier insbesondere am Schutz des Naturhaushalts und der Biodiversität orientieren. Eine sachliche Bewertung der Umweltwirkungen, die mit der Energieerzeugung verbunden sind, sollte einen Vergleich der verschiedenen Energieträger ermöglichen. Ein Instrument, das geeignet ist, die Voraussetzungen für einen derartigen Vergleich zu schaffen, ist die Ökobilanz. Mit der Ökobilanz können die Umweltwirkungen eines Energieträgers auf die produzierte Energieeinheit zurückgeführt werden. Die Ökobilanz wird deshalb zur Bewertung zukünftiger und auch aktueller Entwicklungen als Instrument zur umfassenden Umweltwirkungsabschätzung eingesetzt. Insbesondere in Hinblick auf die Bewertung von potenziellen Auswirkungen auf das Schutzgut Biodiversität weist die räumlich unspezifische Ökobilanz jedoch Wissens- und Methodendefizite auf. Denn gerade diese Wirkungskategorie kann nicht – wie es der Produktsicht von Ökobilanzen entspricht – raumunspezifisch betrachtet werden.

Vermarkter wie Konsumenten legen zunehmend Wert darauf, dass die Wirkungen von Produkten und deren Erzeugung auf die Biodiversität in der gesamten Wertschöpfungskette berücksichtigt werden. Zudem werden erneuerbare Energien aufgrund von möglichen Beeinträchtigungen des Landschaftsbildes zunehmend in Frage gestellt. Hiervon ist insbesondere der Anbau von Energiepflanzen wie Mais betroffen. Es ist deshalb in hohem Maße geboten, die Diskussion über die Energieträger ebenso zu versachlichen wie Transparenz über die Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus auf die Biodiversität und das Landschaftsbild herzustellen. Ziel des vorliegenden Forschungsvorhabens war es dementsprechend, nach praxistauglichen Wegen zu suchen, wie Biodiversitäts- und Landschaftsbildaspekte in die Ökobilanzierung von Biogasanlagen integriert werden können. Es sollte eine auf wenigen Indikatoren beruhende Bewertungsmethode entwickelt werden, die eine transparente und nachvollziehbare Bewertung erlaubt und für die Landwirte selbst unkompliziert Daten zur Verfügung stellt. Dieser Ansatz sollte am Beispiel der Biogaserzeugung in Niedersachsen entwickelt werden.

Angepasst an die niedersächsische Datensituation wurden Kriterien und Indikatoren für eine ökobilanzielle Bewertung von Nutzungseinflüssen und Wirkungen des Energiepflanzenanbaus auf die Biodiversität (Arten und Biotope) und das Landschaftsbild zusammengestellt. Für die Beurteilung von Wirkungen auf diese beiden Schutzgüter ist üblicherweise ein umfangreicher Datensatz notwendig, der jedoch aufgrund des hohen Aufwands für Arten- und Landschaftsstrukturerfassungen nicht von einem Landwirt geleistet werden kann. Die hier durchgeführte Bewertung der potenziellen Wirkungen des Energiepflanzenanbaus auf die Biodiversität verzichtet auf die aufwendige Erfassung von Arten im Gelände und modelliert stattdessen die Artenvielfalt auf der Nutzfläche anhand von Standort und Nutzungsdaten. Diese Daten kann der Landwirt selbst oder ein Berater leicht bereitstellen.

Für die Bewertung der Biodiversitätswirkungen wurden auf Basis von Literaturlauswertungen schlagspezifische Daten zum Anbauverfahren mit Daten der Ackerwildkrautvielfalt kombiniert und mit einer differenzierten Biotopwertskala verknüpft. Dieses Bewertungsergebnis wurde als kardinal skaliertes, aggregiertes Biotopausprägungswert (sog. differenzierter Biotopwert) unter Berücksichtigung der Indikatoren Anbauweise und Fruchtart, Standort und Landschaftsheterogenität abgebildet. Der differenzierte Biotopwert ist schlagbezogen und unabhängig vom Anbauflächenbedarf für das zu produzierende Substrat zu betrachten.

Die Methode wurde auf zwei konventionellen Beispielbetrieben (Braunschweig-Hildesheimer-Lössbörde, Lingener Land) erprobt. Im Rahmen dieser Methodenanwendung wurden sowohl die aktuelle Bewirtschaftung mit Energiepflanzenanbau (Bezugsjahr 2013) als auch die vorherige Bewirtschaftung ohne Energiepflanzenanbau (Bezugsjahr 1999) anhand eines Szenarios bewertet. Beide Betriebe verfügten demnach im Untersuchungsjahr 2013 über einen geringen modellierten Biodiversitätswert und dementsprechend über einen deutlichen Aufwertungsspielraum. Im Vergleich dazu zeigte sich insbesondere für den Betrieb im Lingener Land auf Standorten mit mittlerer Bodengüte in einer Gehölz reichen Kulturlandschaft eine Verbesserung der modellierten Biodiversitätsleistung (Szenario ohne Energiepflanzenanbau).

Aufbauend auf dieser Methode für die Biodiversitätsbewertung wurde ein teilautomatisiertes Tool zur schlag- und betriebsbezogenen Bewertung in das Betriebsmanagementsystem MANUELA (Managementsystem Naturschutz für eine nachhaltige Landwirtschaft) implementiert. Hierüber können auf der Grundlage der o. g. einfach erhebbaren Indikatoren Einzelschlag- und Betriebsbewertungen durchgeführt werden. Diese können als Grundlage für die Optimierung des Betriebsmanagements genutzt werden. Mit dem Ziel einer Integration dieser standortabhängigen Biodiversitätsbewertung in die Ökobilanzierung wurde außerdem ein Konzept für die Integration in die Ökobilanzierungssoftware Umberto erarbeitet und umgesetzt. Die entsprechenden Wirkungsindikatoren wurden in das Kennzahlensystem für die Wirkungsabschätzung implementiert. Hierfür wurden zwei unterschiedliche Ansätze entwickelt.

Ansatz 1 stellt die Übernahme der oben beschriebenen biotopwertbasierten Methode dar. Hierbei wird der differenzierte Biotopwert vorgelagert mit MANUELA ermittelt und anschließend als Informationsgröße im Stoffstrommodell der Biogasanlage mitgeführt.

In Ansatz 2 erfolgt die Wirkungsabschätzung auf Basis von auf Einzelschlägen erfassten Artenzahlen der Ackerwildkrautflora. Gleichzeitig mit den Feldarbeiten wurden die auf den jeweiligen Schlägen eingesetzten Bewirtschaftungsverfahren in Gesprächen mit den beteiligten Landwirten erhoben. Die verwendeten Indikatoren wurden mit Hilfe von linearen Regressionsanalysen bezüglich ihrer Aussagekraft überprüft. Hierdurch wurden die zur Wirkungsabschätzung notwendigen Indikatoren reduziert und in einem Regressionsmodell zusammengeführt. Dadurch entsteht ein unmittelbarer Bezug der Artenvielfalt zu den in der klassischen Ökobilanz genutzten Inputs und Outputs des untersuchten Systems. Die hiermit modellierte schlagbezogene Artenvielfalt wurde im Vergleich zu der auf diesem Standort potenziell maximalen Artenzahl bewertet. Diese maximal mögliche Artenzahl pro Schlag wurde unter Berücksichtigung der Art-Areal-Beziehung geschätzt. Durch den Abgleich der modellierten Artenzahl mit der potenziell maximalen Zahl der Ackerwildkrautarten auf einem Standort lässt sich im Ergebnis das noch ausschöpfbare Biodiversitätspotenzial beschreiben. Als Wirkungsindikatorwert wurde die ‚Reduzierte Anzahl Ackerwildkräuter‘ definiert. Diese kann als Grundlage für Optimierungen im Betriebsmanagement herangezogen werden, indem ein schlagbezogener Vergleich der Wirkungskategorie Biodiversität mit den Ergebnissen anderer Wirkungskategorien (z. B. Klimawandel) auf Basis einer funktionellen Einheit (hier 1 t FM Silomais) erfolgt. Dies ermöglicht die Identifizierung möglicher Synergien oder auch gegenläufiger Trends (Trade-offs) verschiedener Wirkungskategorien und kann so für die gezielte Flächenauswahl biodiversitätsfördernder Maßnahmen genutzt werden.

Vergleichbar zu der biotopwertbasierten Biodiversitätsbewertung (Ansatz 1) wurde eine Methode zur Bewertung der potenziellen Wirkungen des Energiepflanzenanbaus auf das Landschaftsbild entwickelt. Es erfolgte eine landschaftsästhetische Bewertung der Schläge und Betriebe unter Berücksichtigung der Kriterien Naturnähe von Landschaftskomponenten (inkl. deren spezifischer

Ausprägung) und landschaftliche Vielfalt. Beide wurden zu einem landschaftsästhetischen Wert aggregiert. Demnach verfügten beide Beispielbetriebe im Jahr 2013 über eine geringe landschaftsästhetische Bedeutung für den betrachteten Landschaftsraum. Im Vergleich dazu konnten in beiden Landschaftsräumen im Rahmen der Szenariobetrachtung keine auf der angelegten Skala messbaren Unterschiede zwischen Energiepflanzenanbau und nicht Energiepflanzenanbau festgestellt werden. Dies ist einerseits in der generalisierten Datengrundlage begründet, drückt aber andererseits auch sehr gut das Zusammenspiel einzelner Schläge mit der umgebenden Landschaft bzw. die Bedeutung der umgebenden Landschaft aus.

Vergleichbar mit der Implementierung des differenzierten Biotopwerts zur Biodiversitätsbewertung (Ansatz 1) kann auch der landschaftsästhetische Wert als Informationsgröße im Stoffstrommodell mitgeführt werden. Eine Integration von Landschaftsbildaspekten in Anlehnung an Ansatz 2 zur Biodiversitätsbewertung erscheint grundsätzlich machbar.

Insgesamt eignen sich die entwickelten Methoden zur Biodiversitäts- und Landschaftsbildbewertung zur Abbildung von Wirkungen des Energiepflanzenanbaus anhand einfach erhebbarer Indikatoren. Für die Anwendung sind Daten erforderlich, die bei Landwirten oder den zuständigen Behörden oder ggf. auch landwirtschaftlichen Beratern vorliegen. Beide Methoden sind sowohl auf der Ebene Schlag/Einzelkultur als auch auf der Ebene Betrieb/Fruchtfolge einsetzbar. Eine Kopplung der Methoden an die Ökobilanz wurde demonstriert. Die weitere Forschung dient der Präzisierung und Nachjustierung der erarbeiteten Bewertungsklassen.

Summary

Biodiversity and the visual landscape in a life cycle assessment of biogas plants

Due to increasing land use conflicts the future use of biomass needs to be more strongly oriented towards the objectives of sustainable development. At present, the potential impacts of future and current developments regarding the renewable energy sector are often assessed using a life cycle assessment (LCA) approach. However, the LCA has considerable shortcomings considering its methods for assessing biodiversity effects. For example, spatial dimension is not sufficiently considered and the quantitative relationship between agricultural cultivation and biodiversity is currently mainly included via land-use changes.

At present, the political and public awareness of effects of agricultural intensification on biodiversity decline increases. Marketers and consumers emphasize the importance of considering impacts on biodiversity along the entire value chain. The same applies to impacts on the visual landscape through renewable energies, in particular to energy crops such as maize. Thus, the impact of energy plant cropping on biodiversity and the visual landscape should be more transparent. Discussions about renewable energy sources need to be more objective. Therefore, the objective of the present research was to develop an approach for the integration of biodiversity (species and habitats) and the visual landscape into LCA using the example of biogas production in Lower Saxony.

An evaluation method based on as few indicators as possible was developed, which allowed a transparent and comprehensible evaluation and provided farmers with uncomplicated data. Usually, comprehensive datasets regarding species and landscape structure surveys are required. However, such datasets could not be delivered by the farmers as they do not have the expertise in this area. Thus, the assessment performed here foregoes complex and time-consuming surveys. Instead, the biodiversity status of a field habitat is modelled on the basis of site data (e.g. soil type) and data on the agricultural use.

The key indicators that provided sufficient information on the biodiversity status of a field habitat were (i) the farming practice (conventional or organic) and crop type, (ii) the site conditions as well as (iii) the landscape heterogeneity. This field specific data was combined with data on field flora species richness and was then merged with a habitat value scale to model a single aggregated habitat value. The modelled habitat value describes the biodiversity status of a field site in terms of a ratio scale. This status is independent of the acreage required for the biogas substrate.

The method was tested on two conventionally managed farms in Lower Saxony located in a fertile loess area between Braunschweig and Hildesheim and in a less-productive, sandy area in the Lingener Land. The actual cultivation with energy crops was evaluated for the year 2013. This situation was compared to the previous cultivation without energy crops in the year 1999 using scenario techniques.

On the basis of the method described above, a semi-automatic tool for field and farm level biodiversity assessments was implemented into the farm management software MANUELA to optimise the operational management (MANUELA is the German acronym for "Management System Nature Conservation for a Sustainable Agriculture"). Hereafter, a concept for integrating the site-specific biodiversity assessment into the indicator system of the LCA software Umberto was developed. The concept was implemented into Umberto in two different ways:

Firstly, the habitat value was defined as an informational factor, which is carried along the material flow model of the biogas plant. Secondly, an impact assessment based on the comparison of surveys of field flora species richness and the site-specific potential maximum species richness was conducted. For this purpose site-specific management factors were related to the surveyed site-specific species richness using multiple linear regression models. By comparing the modelled amount of field flora with the potential maximum species richness, the potential for improvement in biodiversity impacts can be described. Moreover, the field-related results of the impact category biodiversity can be compared with results of other impact categories (e.g. climate change) using a functional unit (here: 1 t fresh matter silage corn) so as to improve the farm-related operational management. Thus, possible synergies as well as trade-offs of different impact categories can be identified and a targeted area selection for farming techniques which promote biodiversity is possible.

Additionally, an approach for integrating the impacts of energy plant cropping on the visual landscape into LCA was developed. The criteria and key indicators that provided sufficient information on the relation between agricultural practices and the visual landscape were (i) the occurrence of different landscape components like fields, meadows or groves including their specific characteristics, (ii) the diversity of crop types and (iii) the structural diversity of the landscape. All three indicators were combined to create a single aggregated value for each landscape component as a further development. The results of the visual landscape assessment can be defined as an informational factor, which can be carried along the material flow model of the biogas plant.

In summary, the presented methods for biodiversity and visual landscape assessment are suitable for illustrating different effects of energy plant cropping by means of rather simple indicators. The necessary data can be easily obtained from the farmers themselves or from agricultural advisers. Both methods are applicable at the field level (i.e. the level of single crop types) and at the farm level (i.e. at the level of the crop rotation). These methods can be linked with classical LCA. Further research should specify and readjust the applied evaluation.

1 Einleitung

Die Nutzung von erneuerbaren Energien wird aus klima- und energiepolitischen Gründen seit Jahren intensiv gefördert. Im Jahr 2014 lieferte neben der Windenergie vor allem die Biomasse einen wichtigen Beitrag zur Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien (UBA 2014). Die ökologischen Vorteile von Bioenergie gegenüber fossilen Energieträgern werden zunehmend mit Hilfe von Ökobilanzen ermittelt und kommuniziert. Ökobilanzen unterstützen auf Grundlage standardisierter Methoden Entscheidungsprozesse auch auf übergeordneten Ebenen, so beispielsweise über quantitative Ausbauziele für Bioenergie. Vorteile der Biomassenutzung in Biogasanlagen zeigen sich in Ökobilanzen insbesondere in Form von reduzierten Treibhausgasemissionen, einem geringeren Ressourcenverbrauch oder auch in einem geringeren kumulierten Energieaufwand (vgl. SCHMEHL et al. 2012, REINHARDT & KÖPPEN 2008). Diesen allgemein anerkannten Vorteilen können jedoch auch Nachteile gegenüberstehen. Vor allem die Eignung von Mais als Substrat führt regionalspezifisch zu deutlichen Unterschieden in der ackerbaulichen Flächennutzung. So nahm in den klassischen Veredelungsregionen der aufgrund der Tierhaltung ohnehin höhere Maisanteil weiter zu (vgl. ML & MU 2012). Dies kann zu einer zunehmenden Konkurrenz der Biomassegewinnung zu anderen Nutzungen und Funktionen der Landschaft führen (THRÄN et al. 2011, REICH & RÜTER 2010). Hierdurch sind vor allem der Arten- und Biotopschutz, der Hochwasserschutz und die Bereitstellung von Trinkwasser sowie durch einhergehende Veränderungen des Landschaftsbildes der Tourismus und die Naherholung betroffen (BUHR et al. 2010, RODE et al. 2010, GESEMANN & RODE 2009).

Vor dem Hintergrund von zunehmenden Nutzungskonflikten muss sich die Nutzung der Bioenergie verstärkt an den Zielen einer nachhaltigen Entwicklung orientieren. Hierfür ist eine sachliche Bewertung von Umweltwirkungen, die mit der Energieerzeugung verbunden sind, erforderlich. Diese Bewertung sollte einen Vergleich der verschiedenen Energieträger ermöglichen. Ein Instrument, das geeignet ist, die Voraussetzungen für einen derartigen Vergleich zu schaffen, ist die Ökobilanz. Mit der Ökobilanz können die Umweltwirkungen eines Energieträgers auf die produzierte Energieeinheit zurückgeführt werden. Die Ökobilanz wird deshalb zur Bewertung aktueller und auch zukünftiger Entwicklungen als Instrument zur umfassenden Umweltwirkungsabschätzung eingesetzt. In der Ökobilanzierung existieren derzeit jedoch keine standardisierten und/oder etablierten Methoden, um potenzielle Wirkungen auf die Biodiversität und das Landschaftsbild zu bewerten. Gerade bei der Betrachtung landwirtschaftlicher Produktion, wie beispielsweise der Biomassenutzung für die Biogaserzeugung, die notwendigerweise in einem engen Zusammenhang mit der umgebenden Landschaft gesehen werden muss, spielt die standortabhängige Betrachtung dieser Wirkungskategorien jedoch eine wichtige Rolle.

Auch Vermarkter und Konsumenten legen zunehmend Wert darauf, dass die Wirkungen von Produkten und deren Erzeugung auf die Biodiversität in der gesamten Wertschöpfungskette berücksichtigt werden. Zudem werden erneuerbare Energien aufgrund von möglichen Beeinträchtigungen des Landschaftsbildes zunehmend in Frage gestellt. Hiervon ist insbesondere der Anbau von Energiepflanzen wie Mais betroffen. Es ist deshalb in hohem Maße geboten, die Diskussion über die Energieträger ebenso zu versachlichen wie Transparenz über die Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus auf die Biodiversität und das Landschaftsbild herzustellen. Ziel des vorliegenden Forschungsvorhabens war es dementsprechend, nach praxistauglichen Wegen zu suchen, wie Biodiversitäts- und Landschaftsbildaspekte in die Ökobilanzierung von Biogasanlagen integriert werden können. Dieser Ansatz sollte am Beispiel der Biogaserzeugung in Niedersachsen entwickelt werden.

Auf Basis der niedersächsischen Datensituation galt es, einfach erhebbare Indikatoren zu identifizieren, die Schlüsse über die Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus auf Arten, Biotope und das Landschaftsbild zulassen. Diese Indikatoren sollten nach Möglichkeit durch die Biomasseproduzenten selbst geliefert oder mit Hilfe entsprechender Betriebsmanagementsysteme erzeugt werden können. Im Ergebnis sollten räumlich spezifische, mindestens qualitative Wirkungskategorien in die Methodik der Ökobilanz integriert werden können. Die Methode sollte gleichzeitig für die Weiterentwicklung der Betriebsmanagementsoftware MANUELA (Managementsystem Naturschutz für eine nachhaltige Landwirtschaft) genutzt werden können. Darauf aufbauend sollte ein Konzept für die Integration der Methode bzw. vorgelagerter Bewertungsergebnisse in die Ökobilanzsoftware Umberto entwickelt werden. Dabei galt es sowohl flächenspezifische Wirkungen auf die Biodiversität und das Landschaftsbild, als auch Wirkungen auf Betriebs- bzw. Landschaftsebene einzubeziehen. Insgesamt sollte die entwickelte Methode nach Möglichkeit sowohl die Darstellung positiver als auch negativer potenzieller Wirkungen ermöglichen und so im konkreten Einzelfall zu positiven Entwicklungen anregen können.

Am Beispiel niedersächsischer Biogasanlagen wurden daher

1. Kriterien und einfach handhabbare Indikatoren für die Bewertung von Nutzungseinflüssen und Wirkungen des landwirtschaftlichen Anbaus auf die Biodiversität (Artenvielfalt) und das Landschaftsbild zusammengestellt;
2. die Indikatoren zusammengeführt und diese (weiterentwickelte) Methode zur Bewertung von biodiversitäts- und landschaftsbildrelevanten Aspekten des landwirtschaftlichen Anbaus auf zwei Beispielbetrieben erprobt;
3. die Indikatoren und Methoden in die Fachanwendung MANUELA implementiert und ein Konzept für die weitere Implementierung der Methode zur Biodiversitätsbewertung bzw. von Teilergebnissen aus MANUELA in das Ökobilanzierungstool Umberto entwickelt.

Dabei wurde insbesondere der Lebenswegabschnitt ‚Landwirtschaftlicher Anbau‘ betrachtet, da dies im landwirtschaftlichen Betriebsablauf die maßgebliche Phase für die Wirkungskategorien Biodiversität und Landschaftsbild darstellt (NEMECEK et al. 2005). Vor- und nachgelagerte Ketten wurden nicht berücksichtigt.

2 Beispielbetriebe und Untersuchungsgebiete

Die Erprobung der hier entwickelten und vorgestellten Methoden erfolgte auf Beispielbetrieben, die auf der Grundlage einer vorhergehenden Studie von SCHMEHL et al. (2012) ausgewählt wurden. Als Auswahlkriterien waren zum einen die unterschiedlichen naturräumlichen Gegebenheiten und Naturraummerkmale in Niedersachsen, zum anderen die Datenverfügbarkeit von entscheidender Bedeutung. Insgesamt konnten zwei der von SCHMEHL et al. (2012) untersuchten niedersächsischen Betriebe für eine erneute Kooperation gewonnen werden:

- BGA 1 in der Ackerbauregion Südniedersachsen,
- BGA 2 in der Veredelungsregion Emsland.

2.1 BGA 1: Ackerbauregion Südniedersachsen

Die Biogasanlage in der Ackerbauregion Südniedersachsen – im Folgenden als BGA 1 bezeichnet – befindet sich in der Braunschweig-Hildesheimer-Lössbörde. Der Naturraum zeichnet sich durch sehr fruchtbare Parabraunerden und Schwarzerden mit Ackerzahlen zwischen 75 und 100 aus (LBEG 2015), die zu einer intensiven landwirtschaftlichen Nutzung dieses Gebietes geführt haben. Der Naturraum wird dem Landschaftstyp ‚Ackergeprägte, offene Kulturlandschaft‘ zugeordnet (BFN 2015a). Dieser Landschaftstyp ist durch eine großflächige Agrarlandschaft gekennzeichnet, in der Wälder beinahe völlig fehlen und nur wenige Hecken und Feldgehölze strukturgebend wirken (ebd.; s. Abb. 1). Aufgrund des geringen Anteils an Schutzgebieten wird der Naturraum als Landschaft mit geringerer naturschutzfachlicher Bedeutung eingestuft (BFN 2015a), in dem eine angepasste landwirtschaftliche Bewirtschaftung umso mehr an Bedeutung für den Biodiversitätserhalt gewinnt.



Abb. 1: Landschaftseindruck Naturraum Braunschweig-Hildesheimer-Lössbörde (Fotos: B. Bredemeier)

2.2 BGA 2: Veredelungsregion

Die Biogasanlage in der Veredelungsregion – im Folgenden als BGA 2 bezeichnet – befindet sich im Naturraum Lingener Land, der sich größtenteils auf Talsandflächen erstreckt (BFN 2015b). Die zentralen Bereiche dieses Naturraums sind wenig reliefiert und größtenteils Ackerland, das im Zuge tiefgreifender Meliorationen entstanden ist (LRP EMSLAND 2001). Die Ackerzahlen liegen im Bereich zwischen 20 und 40 (LBEG 2015) und beschreiben leichte Standorte

mittlerer Bodengüte. Der Grundwasserstand ist flächendeckend abgesenkt, besonders trockene Bereiche sind mit Nadelwald bestockt (BFN 2015b, LRP EMSLAND 2001). Der Naturraum wird dem Landschaftstyp ‚Gehölz- bzw. waldreiche ackergeprägte Kulturlandschaft‘ zugeordnet (BfN 2015b, s. Abb. 2). Aufgrund des geringen Anteils an Schutzgebieten wird auch dieser Naturraum als Landschaft mit geringerer naturschutzfachlicher Bedeutung eingestuft (ebd.).



Abb. 2: Landschaftseindruck Naturraum Lingener Land (Fotos: J. Lamm)

Die naturräumlichen Rahmenbedingungen beider Biogasanlagen sowie Angaben zur technischen Ausführung, die als relevant im Zusammenhang mit der Bewertung potenzieller Wirkungen auf die Biodiversität und das Landschaftsbild angesehen werden, können Tab. 1 entnommen werden. Auf eine detaillierte Beschreibung des allgemeinen Produktionssystems, d. h. die allgemeine Funktionsweise von Biogasanlagen, wird an dieser Stelle verzichtet. Hierfür wird auf die einschlägige Fachliteratur verwiesen (u. a. FNR 2013, KALTSCHMITT et al. 2009, EDER & SCHULZ 2006).

Tab. 1: Naturräumliche Rahmenbedingungen und ausgewählte technische Charakteristika der untersuchten Betriebe/Biogasanlagen (Zusammenstellung auf Grundlage BfN 2015a,b, LBEG 2015, ROßBERG et al. 2007, SCHMEHL et al. 2012)

	BGA 1 Braunschweig-Hildesheimer Lössbörde	BGA 2 Lingener Land
Naturräumliche Rahmenbedingungen		
Landschaftstyp (BfN 2015a,b)	Ackergeprägte, offene Kulturlandschaft	Gehölz- bzw. waldreiche ackergeprägte Kulturlandschaft
Boden-Klima-Region (ROßBERG et al. 2007)	Lehmböden/ Südhannover (Nr. 145)	Sandböden/ südwestliches Weser-Ems-Gebiet, nördliches Münsterland/ Niederungslagen (Nr. 148)
Ackerzahl (LBEG 2015)	75 – 100	20 – 40
Technische Charakteristika (SCHMEHL et al. 2012)*		
Inbetriebnahme	Dezember 2005	Dezember 2006
Fermentationsart	Trockenfermentation	Nassfermentation
Anteil Wirtschaftsdünger [Gew.-%]	0	Bullengülle: 16,4 Schweinegülle: 26,5
Anteil (Co-)Substrate [Gew.-%]	Silomais: 67,0 GPS: 15,0 Zuckerrübe: 15,0 Getreidekörner: 3,0	Silomais: 54,5 GPS: 0,4 Zuckerrübe: 2,2
Substrateinsatz [t/a]	12.000	14.975

* Die Daten zum Substrateinsatz aus SCHMEHL et al. (2012) beziehen sich auf das Jahr 2009.

3 Wirkungsabschätzung des Biomasseanbaus in Hinblick auf die Biodiversität und das Landschaftsbild

3.1 Methodische Grundlagen der ökobilanziellen Bewertung und Vorgehen im vorliegenden Vorhaben

Die Ökobilanz ist eine Methode zur möglichst umfassenden Beschreibung und Abschätzung der potenziellen Umweltwirkungen von Produkten, Verfahren und Dienstleistungen während deren gesamten Lebensweges (DIN 2006). Eine Ökobilanz besteht aus (i) der Zieldefinition und der Festlegung des Untersuchungsrahmens, (ii) der Sachbilanz, (iii) der Wirkungsabschätzung (auch Wirkungsbilanz) sowie (iv) der Auswertung (auch Bilanzbewertung). Für eine umfassende Beschreibung des Vorgehens im Rahmen einer Ökobilanz sei hier auf die ISO-Normen DIN EN ISO 14040 und 14044 verwiesen.

Trotz weit entwickelter und standardisierter Methoden im Rahmen von Ökobilanzen sind Wirkungskategorien wie Biodiversität und Landschaftsbild, die sehr stark von der Heterogenität der Standorte oder subjektiven Eindrücken abhängen, derzeit nur unzureichend abgebildet. Dies liegt einerseits an Wissensdefiziten bezüglich der qualitativen und auch quantitativen Beziehung von Belastungen und deren potenziellen Wirkungen, andererseits aber auch an methodischen Defiziten (URBAN et al. 2011). So handelt es sich sowohl bei der Biodiversität als auch dem Landschaftsbild um komplexe, vielschichtige Konzepte, die nicht über einen einzelnen Indikator erfasst werden können. Wirkungen auf diese Schutzgüter basieren zudem nicht auf einfachen Stoffströmen. Um diesen Defiziten zu begegnen, wurden im vorliegenden Vorhaben etablierte Methoden der naturschutzfachlichen Bewertung genutzt, um potenzielle Wirkungen des landwirtschaftlichen Anbaus auf die Biodiversität und das Landschaftsbild abzubilden. Dies erfolgte als ein der eigentlichen Ökobilanz vorgelagerter Bewertungsschritt, der in das Betriebsmanagementsystem MANUELA implementiert wurde. In einem nächsten Schritt erfolgte die Implementierung dieser Bewertung in die Ökobilanzierung am Beispiel der Biodiversitätsbewertung und ihrer Integration in das Ökobilanzierungstool Umberto.

Als räumliche Systemgrenze für die Bewertung wurde ein Schlag festgelegt, da auf diesem alle im Bilanzzeitraum für eine Kultur oder Fruchtfolge relevanten Arbeiten stattfinden (NEMECEK et al. 2005). Als zeitliche Systemgrenze wurde der Zeitraum zwischen der Ernte der Vorkultur und der Ernte der Hauptkultur im Bezugsjahr 2013 definiert. Für die Betrachtung der potenziellen Wirkungen auf der Betriebsebene wurde die vereinfachende Annahme getroffen, dass es keine Wechselwirkung zwischen den einzelnen Schlägen gibt und ein gewichteter Durchschnitt über die zum Betrieb/zur BGA gehörenden Ackerschläge ermittelt (vgl. NEMECEK et al. 2005).

Die Untersuchung erfolgte somit prinzipiell auf zwei Ebenen:

- Schlag / Einzelkultur,
- Betrieb / Fruchtfolge.

3.2 Methode der Wirkungsabschätzung Biodiversität

Als Grundlage für die Methode der Wirkungsabschätzung im Bereich Biodiversität wurde die Methode von BREDEMEIER et al. (2015) und VON HAAREN et al. (in Vorb.) verwendet. Unter Biodiversität wurde dabei die Vielfalt der Gefäßpflanzenarten, insbesondere Ackerwildkrautarten, verstanden.

Auf der Grundlage der Begriffsverwendung des DPSIR-Modells (vgl. SMEETS & WETERINGS 1999) erfolgte bei BREDEMEIER et al. (2015) und VON HAAREN et al. (in Vorb.) eine Verknüpfung der potenziellen Belastung durch den landwirtschaftlichen Anbau und deren potenzieller spezifischer Wirkung auf die Biodiversität anhand der folgenden Indikatoren bzw. Faktoren:

- Als Indikatoren zur Beschreibung der Biodiversitätsbelastung durch den landwirtschaftlichen Anbau wurden die Anbauweise (konventionell/ökologisch) und die Kulturart/-artengruppe genutzt.
- Als Kontextfaktoren, die die spezifische Wirkung einer Anbauweise und einer Kulturart auf die Biodiversität beeinflussen können, wurden der Standort in Form von Bodentyp und -art und die Heterogenität der umgebenden Landschaft verwendet. Diese setzt sich zusammen aus der Fruchtartenvielfalt und der Vielfalt nicht technischer Biotoptypen in einem 1 km-Radius um den jeweils betrachteten Schlag.
- Zur Beschreibung des Zustands der Biodiversität selbst wurde die Artenzahl der Ackerwildkrautflora ausgewählt. Diese Artengruppe stellt mit ihren Samen, Pollen, Nektar und anderen (vegetativen) Pflanzenteilen eine wesentliche Lebensgrundlage für andere Organismen im Nahrungsnetz der Agrarökosysteme dar (u. a. BOATMAN et al. 2004, HAWES et al. 2010) und hat sich als Indikatorgruppe für verschiedene landwirtschaftliche Zusammenhänge bewährt, beispielsweise für die Düngungsintensität oder den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln (vgl. u. a. SCHADER et al. 2014, WEIBULL et al. 2003). Insbesondere ihre Artenzahl – als ein Aspekt der Biodiversität – wird häufig als vergleichsweise einfach zu erfassender Indikator für Wirkungen landwirtschaftlicher Tätigkeit verwendet (vgl. u. a. BRABAND et al. 2006, JEANNERET et al. 2009).

Bei BREDEMEIER et al. (2015) und VON HAAREN et al. (in Vorb.) wurden für verschiedene Anbauweisen und Fruchtarten Artenzahlen der Ackerwildkrautflora unter variierenden Rahmenbedingungen (Standort, Landschaftsheterogenität) aus der einschlägigen Fachliteratur abgeleitet. Diese Artenzahlen wurden als Bindeglied für eine Zusammenführung der o.g. Faktoren mit einer expertenbasierten Einstufung von Ackerbiotoptypen auf einer Biotopwertskala genutzt, die an die niedersächsische Biotopwertskala angelehnt ist. Als Instrument der naturschutzfachlichen Bewertung in Niedersachsen drückt der Biotopwert auf einer Skala von 1 bis 5 den naturschutzfachlichen Wert eines Biotops auf Grundlage der Kriterien Seltenheit/Gefährdung und Naturnähe aus (BIERHALS et al. 2004). Dabei erhalten artenarme, intensiv genutzte Biotoptypen den Wert 1 (z. B. versiegelte Flächen, Grünlandesaat), während Biotoptypen von besonderer Bedeutung der Wert 5 zugewiesen wird (z. B. basen- und nährstoffarme Nasswiesen, Bergwiesen). Diese ursprüngliche Skala wurde auf den dezimalen Skalenbereich von 0,1 bis 5,9 aufgeweitet, um potenzielle Wirkungen des landwirtschaftlichen Anbaus differenzierter darstellen zu können.

Durch die Kombination von Artenzahlen und Biotopwerten ergibt sich ein um die Artenvielfalt erweiterter Biotopwert, der die Biotopausprägung widerspiegelt. Diese kardinal differenzierte Biotopbewertung ermöglicht eine quantitative Unterscheidung einzelner Ackerschläge und fand hier Eingang in die Ökobilanzierung. Als Wirkungsindikator wurde der differenzierte Biotopwert

einer Fläche verwendet. Dieser variiert in Abhängigkeit von Anbauweise und –verfahren und/oder landschaftlichen Rahmenbedingungen. Für die Betriebsbewertung wurde mit dem Ziel einer Integration der Ergebnisse in die Ökobilanzierung das flächengewichtete Mittel der differenzierten Biotopwerte herangezogen.

Die folgende Tab. 2 gibt einen zusammenfassenden Überblick über die wesentlichen Bausteine einer klassischen Ökobilanz und deren Verwendung für die Biodiversitätsbewertung.

Tab. 2: Bausteine einer klassischen Ökobilanz und vorgenommene Anpassung von Definitionen für die Wirkungskategorie Biodiversität (in Anlehnung an VON HAAREN et al. in Vorb.)

Bausteine einer klassischen Ökobilanz	Verwendete Definition
Wirkungskategorie	Änderung des Schutzgutes Biodiversität (hier: Arten und Biotope)
Sachbilanzergebnisse	Menge/ Intensität von Input und Output durch Nutzungsweisen/-verfahren
Charakterisierungsfaktor	Differenzierter Biotopwert nach BREDEMEIER et al. (2015) und VON HAAREN et al. (in Vorb.)
Charakterisierungsmodell	Das Ziel des Charakterisierungsmodells ist die Abbildung des Einflusses der Anbauweisen/-verfahren auf die Biodiversität unter verschiedenen Rahmenbedingungen (Standort, Landschaftsheterogenität) im Vergleich zu einer vorher festgelegten Referenz. Dafür wurde die derzeitige Anbausituation mit einem Anbauszenario für das Jahr 1999 (Referenz) verglichen, um die Situation vor der Neuausgestaltung der Vergütungssätze für einzelne Energiequellen durch das EEG 2000 und den dadurch ausgelösten „Biogas-Boom“ zu berücksichtigen (s. Kap. 3.2.5).
Wirkungsindikator	Differenzierter Biotopwert einer Fläche, der durch eine sich ändernde Anbauweise bzw. durch veränderte Anbauverfahren und veränderte landschaftliche Rahmenbedingungen ebenfalls eine Veränderung erfahren kann; der differenzierte Biotopwert spezifiziert den ursprünglichen Biotopwert bezogen auf die Artenvielfalt der Ackerbegleitflora, aufgrund der Nutzung, des Standortes (Bodentyp/-art) und der Landschaftsheterogenität (Fruchtartenvielfalt, Vielfalt nicht technischer Biotoptypen).
Wirkungsindikatorwert	Veränderung von Flächenanteilen mit verschiedenen differenzierten Biotopwerten/ Veränderung des flächengewichteten Mittels

Im Folgenden werden die genutzten Indikatoren und der Datenbedarf zur Ermittlung ihrer Ausprägung auf den ausgewählten niedersächsischen Beispielbetrieben spezifiziert.

3.2.1 Indikator ‚Anbauweise und Fruchtart‘

Die Anbauweise und die im Rahmen einer Anbauweise typischen Fruchtarten sowie ihre Fruchtfolgen beeinflussen wesentlich das Vorkommen und die Artenvielfalt der Ackerwildkrautflora. So führen insbesondere ein hoher Herbizideinsatz und ein hohes Nährstoffniveau durch Düngemittel zu einem Rückgang der Artenvielfalt. Zudem wirken sich die Einengung von Fruchtfolgen und der Übergang zu Wintergetreide dominierten Fruchtfolgen auf das Artenspektrum der Ackerwildkrautflora aus (OTTE 1990, BRABAND et al. 2006).

Für die Anwendung des Modells, d. h. für die Verknüpfung von landwirtschaftlichem Anbau und differenziertem Biotopwert über die Artenzahl der Ackerwildkrautflora, ist eine Abschätzung der Anbauintensität einzelner Fruchtarten erforderlich, d. h. eine Einstufung der Fruchtarten bezüglich ihres potenziellen Risikos für die Artenvielfalt. Hierfür wurde auf die Ergebnisse von URBAN et al. (2011) zurückgegriffen. Dort wurde für die Anwendung in der Ökobilanzierung eine situations- und standortunabhängige Fruchtarteneinschätzung vorgenommen (s. Tab. 3). Als entscheidende Kriterien für diese Bewertung, die sich auf Flora und Fauna gleichermaßen bezieht, wurden die Stickstoffdüngung und der Pflanzenschutzmitteleinsatz aufgeführt. Weiterhin wurden

Ansprüche der Fauna an das Habitat Acker (z. B. Nistmöglichkeiten, Unterschlupf, Blütenangebot) berücksichtigt.

Im vorliegenden Vorhaben entspricht einer Fruchtart mit geringem potenziellem Risiko für die Artenvielfalt eine niedrige Anbauintensität, einer Fruchtart mit hohem potenziellem Risiko für die Artenvielfalt entspricht eine hohe Anbauintensität.

Tab. 3: Fruchtartenspezifisches potenzielles Risiko für die Artenvielfalt (URBAN et al. 2011, verändert; Fruchtarten, die auf den niedersächsischen Beispielbetrieben angebaut wurden)

Fruchtarten mit geringem potenziellem Risiko für die Artenvielfalt	Fruchtarten mit mittlerem potenziellem Risiko für die Artenvielfalt	Fruchtarten mit hohem potenziellem Risiko für die Artenvielfalt
Brache Dauergrünland Triticale * Winterroggen *	Hafer Sommergerste Wintergerste <u>Sommerweizen</u>	<u>Kartoffel</u> <u>Mais</u> Raps <u>Winterweizen</u> <u>Zuckerrübe</u>

* Bei einem Anbau von Triticale und Winterroggen für die Biomassenutzung fällt die Einstufung aufgrund der dann früheren Ernte geringer aus (Fruchtart mit mittlerem potenziellem Risiko für die Artenvielfalt) (vgl. u. a. DWIEZIATY & BERNARDY 2010, WIEHE et al. 2010).

Diese Fruchtarteneinschätzung stellt eine starke Verallgemeinerung der Nutzungsformen dar und muss im Einzelfall nicht zwingend zutreffen, da die Nutzung standortabhängig stark variieren kann (Art der Bewirtschaftung, Untersaaten etc.) (URBAN et al. 2011). Für die Anwendung im Rahmen der Ökobilanzierung wird dies jedoch als vertretbar angesehen, da in Ökobilanzen prinzipiell relative Vergleiche der Produktionsverfahren aufgrund von standortunabhängigen Charakterisierungen vorgenommen werden. Um der Standortabhängigkeit dennoch Rechnung zu tragen, fließt eine Bewertung des Standorts an anderer Stelle in die hier erfolgte Modellierung ein (s. Kap. 3.2.2).

3.2.2 Indikator ‚Standort‘

Das Vorkommen und die Verbreitung von (Pflanzen-)Arten werden durch biotische und abiotische Faktoren an einem Standort bestimmt (u. a. BEGON et al. 1998). Für die Bewertung potenzieller Auswirkungen landwirtschaftlicher Anbauweisen auf die Artenvielfalt ist daher der Standort in Form des Bodentyps ein maßgebliches Kriterium. Er wird als statischer Faktor angesehen, der das Potenzial einer Landschaft für die Entstehung bestimmter Biotope und damit assoziierter Arten beschreibt (BREDEMEIER et al. 2015).

Um die Nutzung des Indikators ‚Standort‘ im Rahmen der hier durchgeführten Untersuchung zu ermöglichen, wurden die mit verschiedenen Standorten typischerweise assoziierten Artenzahlen der Ackerwildkrautflora aus vegetationskundlicher Literatur abgeleitet. Hierfür wurden Untersuchungen der Ackerwildkrautflora in Deutschland ausgewertet, die sich auf eine einheitliche Flächengröße (100 m²) beziehen und ab der zweiten Hälfte der 1970er Jahre stattgefunden haben. Dies ermöglichte zum einen eine gute Vergleichbarkeit der Artenzahlen; zum anderen blieben dadurch die hoch intensiven Düngemittel- und Pflanzenschutzmitteleinsätze der 1950er und 1960er unberücksichtigt, was einen besseren Vergleich mit der heutigen Situation zuließ. Im Vergleich zum ursprünglichen Methodenansatz von BREDEMEIER et al. (2015) und VON HAAREN et al. (in Vorb.) ermöglichte diese zusätzliche Recherche nun auch eine stärker differenzierte Einbeziehung von Artenzahlen konventioneller Ackerschläge in Abhängigkeit des Standortes.

Um einen Bezug von Artenzahl und Biotopwertskala herzustellen, wurden die aus der Literatur entnommenen Standortbeschreibungen und Artenzahlen mit dem auf diesem Standort zu erwar-

tenden Ackerbiototyp nach dem niedersächsischen Biotopschlüssel (DRACHENFELS 2011) verknüpft (s. Tab. 4).

Tab. 4: Verknüpfung von Standorten, Ackerbiotypen und zu erwartenden Pflanzengesellschaften (AK = Kalkacker, AL = basenarmer Lehmacker, AT = basenreicher Lehm-/ Tonacker, AS = Sandacker)

Standortbeschreibung (nach HOFMEISTER & GARVE 1998)	Ackerbiotypen (nach DRACHENFELS 2011)	Ordnung und Verband vorkommender Pflanzengesellschaften (nach HOFMEISTER & GARVE 1998)
Kalkverwitterungsböden oder basenreiche Lehm- und Tonböden	AK	Ordnung Klatschmohn-Gesellschaften (<i>Secalietalia</i>), Verband Haftdolden-Gesellschaften (<i>Caucalidion lappulae</i> = <i>Caucalidion platycarpi</i> Tx. 1950)
Nährstoff- und basenreiche Lehm- und Tonböden	AT	Ordnung Knöterich-Gänsefuß-Gesellschaften (<i>Polygono-Chenopodietalia</i>), Erdrauch-Wolfsmilch-Gesellschaften (<i>Fumario-Euphorbion</i>)
Kalkfreie Lehm- und mäßig nährstoffhaltige Sandböden	AL	Ordnung Windhalm-Gesellschaften (<i>Aperetalia spicae-venti</i>), Verband Ackerfrauenmantel-Gesellschaften (<i>Aphanion arvensis</i>)
Kalkarme Sand- und Lehmböden auf frischen Standorten	AL/AS	Ordnung Knöterich-Gänsefuß-Gesellschaften (<i>Polygono-Chenopodietalia</i>), Knöterich-Spergel-Gesellschaften (<i>Polygono-Chenopodion</i>)
Nährstoff- und basenarme Sandböden, bevorzugt auf leicht erwärmbaren Standorten	AS	Ordnung Knöterich-Gänsefuß-Gesellschaften (<i>Polygono-Chenopodietalia</i>), Verband Fingerhirsen-Borstenhirsen-Gesellschaften (<i>Digitario-Setarion</i>)
Kalkarme Sand- und Lehmböden	AS/AL	Ordnung Windhalm-Gesellschaften (<i>Aperetalia spicae-venti</i>), Verband Lammkraut-Gesellschaften (<i>Arnoserdion minimae</i>)

Die Einordnung dieser Standorte in Form der Ackerbiotypen mit ihrer jeweiligen Ausprägung (minimale, mediale oder maximale Artenzahl) auf der differenzierten Biotopwertskala (Spanne von 0,1 bis 5,9; vgl. BREDEMEIER et al. 2015) wurde ausgehend von einer expertenbasierten Schätzung vorgenommen: Ein durchschnittlicher konventioneller Acker wurde einem differenzierten Biotopwert von 1,5 gleichgesetzt (vgl. VON HAAREN et al. in Vorb.). Maximum und Minimum auf der Biotopwertskala wurden entsprechend der in der Literatur maximal und minimal gefundenen Artenzahlen definiert (s. Abb. 3). Anhand dieser Literaturlauswertung wurde deutlich, dass auch konventionell bewirtschaftete Ackerschläge auf Standorten mit entsprechendem Potenzial bei einer geeigneten extensiven Bewirtschaftung vergleichsweise hohe Artenzahlen erreichen können. Förderlich für die Artenzahl wirkte sich in der Literatur zudem die Anlage herbizidfreier Ackerrandstreifen/Blühstreifen aus, so dass auch in Vegetationsaufnahmen (100 m²) konventioneller Ackerschläge auf Kalkstandorten bis zu 78 Arten ermittelt werden konnten (vgl. VAN ELSSEN 1989). Dieser Wert stellt das in der Literatur gefundene Maximum dar und wurde hier als Maximalwert auf der Biotopwertskala definiert (differenzierter Biotopwert 4,5).

Die stärkere Differenzierung konventionell bewirtschafteter Standorte auf der Biotopwertskala war ein wichtiges Zwischenergebnis des vorliegenden Vorhabens und wurde im weiteren Verlauf als methodische Grundlage für die Modellierung von differenzierten Biotopwerten verwendet. Darüber hinaus diente die Verknüpfung von Anbauintensitäten, Standorten und Artenzahlen der Definition einer Baseline für die Implementierung der Bewertungsmethode (nach Ansatz 2, s. Kap. 5.2.3) in die Ökobilanzierungssoftware Umberto.

Für die Anwendung des Indikators ‚Standort‘ in der Bewertung der Beispielbetriebe wurden Informationen zu Bodentypen und –arten der untersuchten Schläge bei den jeweiligen Landwirten erfragt. Eine unzureichende Datenlage wurde über die Nutzung der Bodenschätzungskarte (1:5.000) des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS) kompensiert.

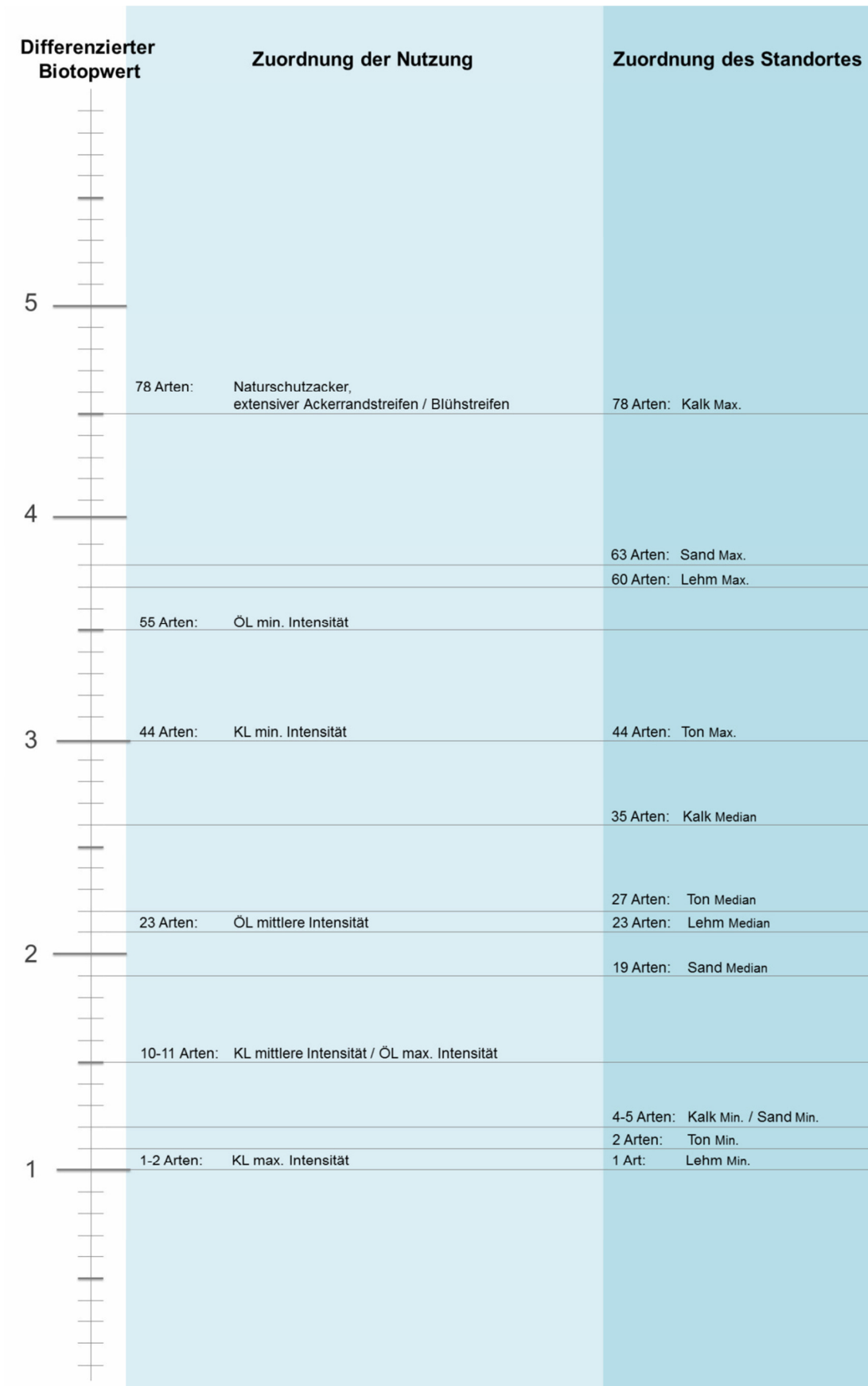


Abb. 3: Schematische Darstellung der Zuordnung von Nutzung/Anbauintensität und Standort zu differenzierten Biotopwerten auf Grundlage von Artenzahlen der Ackerwildkrautflora (KL = konventioneller Landbau, ÖL = ökologischer Landbau, min = Minimum, max = Maximum)

3.2.3 Indikator ‚Landschaftsheterogenität‘

Der Indikator ‚Landschaftsheterogenität‘ untergliedert sich hier in die Teilindikatoren ‚Vielfalt nicht technischer Biotoptypen‘ und ‚Fruchtartenvielfalt‘.

Vielfalt nicht technischer Biotoptypen

Landschaftselemente und Kleinstrukturen übernehmen eine wichtige ökologische Funktion als Lebensraum für Pflanzen und Tiere. Ihr Vorkommen und ihre Vielfalt sind damit wichtige Kontextfaktoren der Artenvielfalt auf einem Ackerschlag. Wertvolle Rückzugs- und Reproduktionsräume in intensiv bewirtschafteten Gebieten stellen jedoch nur naturnahe und nicht überformte Biotoptypen dar (BRABAND 2006, FLADE et al. 2003). Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wurden darunter sog. nicht technische Biotoptypen verstanden. Dies schließt beispielsweise Gebäude-, Verkehrs- und Industrieflächen oder auch befestigte Gräben von einer Betrachtung aus. Ackerflächen wurden von dieser Betrachtung ebenfalls ausgeschlossen, weil sie zum einen Gegenstand der Untersuchung waren und ihre Vielfalt zum anderen über den Index der Fruchtartenvielfalt abgebildet wurde (s.u.).

Der Indikator ‚Vielfalt nicht technischer Biotoptypen‘ wurde mit dem Shannon-Index gemessen. Dieser ergab sich gemäß Gleichung 1:

$$H_s = - \sum_{i=1}^s p_i \cdot \ln p_i \quad (\text{Gl. 1})$$

mit H_s = Shannon-Index, s = Anzahl der Biotoptypen, p_i = Flächenanteil des i -ten Biotoptyps.

Der kleinste Wert des Shannon-Indexes beträgt 0 bei einem alleinigen Vorkommen eines einzigen Biotoptyps. Als Maximum wird der natürliche Logarithmus von s erreicht, wenn jeder der s Biotoptypen mit gleicher Häufigkeit anzutreffen ist.

Für die Bewertung der Vielfalt nicht technischer Biotoptypen gab es in der Literatur keinen allgemeingültigen Vorschlag. Denn die Bewertung ist sowohl abhängig von der verwendeten Definition nicht technischer Biotoptypen, als auch von der Anzahl der betrachteten Klassen. Hier erfolgte daher eine Setzung auf Grundlage von BELFRAGE et al. (2015). Dort wurde auf insgesamt 12 Betrieben – differenziert nach Betriebsgröße (< 50 ha bzw. > 135 ha) – der Zusammenhang der Landschaftsheterogenität mit der Artenvielfalt verschiedener Artengruppen untersucht. Für die Artengruppe der Pflanzen konnte ein klarer Zusammenhang zwischen der Artenzahl und der Landschaftsheterogenität in Form des Shannon-Indexes gezeigt werden. Bei der Ermittlung des Shannon-Indexes wurden dabei die folgenden Biotoptypen berücksichtigt: Grünland (Weiden), Feldsäume, Ruderalstandorte, Wälder, Waldsäume, Feuchtflächen, Gräben, Straßen sowie verschiedene Fruchtarten. Der Shannon-Index variierte dort für große Betriebe zwischen 1,1 und 1,55 (Median 1,2).

Da auch im vorliegenden Vorhaben große Betriebe entsprechend der Definition von BELFRAGE et al. (2015) untersucht wurden (> 135 ha), wurden die dort ermittelten Indizes hier als geeignete Vergleichsgrößen angesehen. Dementsprechend wurde der bei BELFRAGE et al. (2015) für große Betriebe ermittelte Median von 1,2 hier als mindestens anzustrebender Vielfaltsindex genutzt (s. Tab. 5).

Tab. 5: Bewertung der Vielfalt nicht technischer Biotoptypen

Shannon-Index	Bewertung der Vielfalt nicht technischer Biotoptypen
> 1,2	überdurchschnittliche Vielfalt nicht technischer Biotoptypen
≤ 1,2	unterdurchschnittliche Vielfalt nicht technischer Biotoptypen

Für die Biodiversitätsbewertung der Beispielbetriebe wurden alle nicht technischen Biotoptypen in einem Umkreis von 1 km um die jeweils untersuchten Ackerschläge einbezogen (vgl. NORTON et al. 2009). Hierfür wurden – soweit vorhanden – die folgenden Datengrundlagen genutzt:

- flächendeckende Biotoptypenkartierung der Landschaftsrahmenpläne (BGA 1: LRP HILDESHEIM 1993, LRP STADT HILDESHEIM 2010; BGA 2: nicht verfügbar),
- Landschaftsbestandsaufnahmen für Flurbereinigungen nach § 41 FlurBG (BGA 1: AMT FÜR AGRARSTRUKTUR HANNOVER 2004),
- Ergebnisse eigener Biotoptypenerfassungen der direkt an die Ackerschläge angrenzenden Saumstrukturen.

Fruchtartenvielfalt

Die Artenvielfalt auf landwirtschaftlichen Flächen wird u. a. dadurch beeinflusst, unter welchen Bedingungen Arten aus Quellbiotopen der umgebenden Landschaft einwandern können. Eine vielfältige Fruchtfolge mit Fruchtarten, die unterschiedliche Aussaat- und Erntezeiten sowie Wachstumsverläufe aufweisen, schafft eine wesentliche Voraussetzung dafür. Sie bietet Pflanzen- und Tierarten zeitlich und räumlich wechselnde Lebensbedingungen und hat dadurch in der Regel positive Effekte auf die Artenvielfalt. So ermöglicht eine vielgestaltige Fruchtfolge beispielsweise zahlreichen Tierarten den Wechsel zwischen verschiedenen Habitaten auf engem Raum (FLADE et al. 2003). Da verschiedene Fruchtarten spezifische Zönosen aufweisen, können vielfältige Fruchtfolgen daher auch stark zu einer Erhöhung der regionalen Artenvielfalt beitragen (FLADE et al. 2003, GLEMNITZ et al. 2008, SCHINDLER & SCHUMACHER 2007). Dies erhöht gleichzeitig die Wahrscheinlichkeit, dass auch einzelne Schläge in einem vielfältigen Raum höhere Artenzahlen aufweisen.

Um die Bedeutung der Fruchtartenvielfalt für die Artenvielfalt auf einem Schlag in die Bewertung einzubeziehen, wurde der Shannon-Index der Fruchtartenvielfalt als Indikator herangezogen (s. Gl. 2, Erläuterung s. o.).

$$H_s = - \sum_{i=1}^s p_i \cdot \ln p_i \quad (\text{Gl. 2})$$

mit H_s = Shannon-Index, s = Anzahl der Fruchtarten, p_i = Flächenanteil der i -ten Fruchtart.

Nach ECKERT et al. (1999) gilt als anzustrebendes Optimum für den Shannon-Index der Fruchtartenvielfalt ein Wert von 2,2, noch tolerabel ist ein Wert von 1,25. Hier wurde folgende Setzung für die Bewertung vorgenommen (s. Tab. 6).

Tab. 6: Bewertung der Fruchtartenvielfalt (in Anlehnung an ECKERT et al. 1999)

Shannon-Index	Bewertung der Fruchtartenvielfalt
≥ 2,20	sehr hohe Fruchtartenvielfalt
1,90 – 2,19	hohe Fruchtartenvielfalt
1,60 – 1,89	durchschnittliche Fruchtartenvielfalt
1,25 – 1,59	geringe Fruchtartenvielfalt
< 1,25	sehr geringe Fruchtartenvielfalt

Vergleichbar zur Ermittlung der Vielfalt nicht technischer Biotoptypen wurde die Fruchtartenvielfalt in einem Umkreis von 1 km um die jeweiligen Ackerschläge ermittelt (vgl. NORTON et al. 2009). Als Berechnungsgrundlage wurden die vom Servicezentrum Landentwicklung und Agrar-

förderung (SLA) Niedersachsen erfassten Schlaggeometrien und InVeKoS-Kulturcodes für das Jahr 2013 genutzt.

Für die Anwendung des Indikators ‚Landschaftsheterogenität‘ wurde grundsätzlich davon ausgegangen, dass für eine potenzielle Wirkung auf die Artenvielfalt eines Ackerschlag es beide Faktoren (Vielfalt nicht technischer Biotoptypen und Fruchtartenvielfalt) relevant sind. Hier wurde daher die Annahme getroffen, dass ein positiver Effekt nur dann eintritt, wenn beide Faktoren eine überdurchschnittliche Ausprägung entsprechend Tab. 5 und Tab. 6 zeigen. Dies wurde in der Modellierung durch eine Aufwertung des differenzierten Biotopwerts umgesetzt. Dementsprechend wurde in der Modellierung von einem negativen Effekt ausgegangen, wenn beide Faktoren eine unterdurchschnittliche Ausprägung zeigten. In diesem Fall fand eine Abwertung des differenzierten Biotopwerts statt. Die entsprechende Verknüpfungsregel ist in Tab. 7 dargestellt.

Tab. 7: Verknüpfungsregel für die Auf- und Abwertung des differenzierten Biotopwertes auf Grundlage der Landschaftsheterogenität (in Anlehnung an BREDEMEIER et al. 2015, hier angepasst für die Betriebsebene)

Auf-/Abwertung	Shannon-Index ,Vielfalt nicht technischer Biotoptypen‘	Shannon-Index ,Fruchtartenvielfalt‘
+ 0,2	> 1,2	≥ 1,90
+ 0,1	> 1,2	≥ 1,60 bis ≤ 1,89
± 0	> 1,2	< 1,60
± 0	≤ 1,2	≥ 1,90
- 0,1	≤ 1,2	≥ 1,60 bis ≤ 1,89
- 0,2	≤ 1,2	< 1,60

3.2.4 Zusammenführung der Einzelbewertungen zur Beschreibung potenzieller Wirkungen auf die Biodiversität

Für die Bewertung des Zustands der Biodiversität auf Ackerschlägen wurden die Ergebnisse der in Kap. 3.2.1 bis 3.2.3 genannten einzelnen Bewertungsschritte zusammengeführt und mit der differenzierten Biotopwertskala verknüpft. Hierüber wurden quantifizierbare Unterschiede zwischen den einzelnen Schlägen modelliert, um so die potenzielle Wirkung auf die Artenvielfalt auszudrücken.

3.2.5 Entwicklung eines Anbauszenarios für das Bezugsjahr 1999

Das Ziel der in den vorherigen Kap. 3.2.1 bis 3.2.3 beschriebenen Indikatoren und des darauf aufbauenden Charakterisierungsmodells war die Abbildung des Einflusses von Anbauweisen/-verfahren auf die Artenvielfalt. Dieser Einfluss sollte unter verschiedenen Rahmenbedingungen (Standort, Landschaftsheterogenität) und im Vergleich zu einer vorher festgelegten Referenz ermittelt werden. Dafür wurde im Rahmen dieses Vorhabens die derzeitige Anbausituation (Bezugsjahr 2013) mit einem Anbauszenario für das Jahr 1999 verglichen. Dadurch sollte die Situation vor der Neuausgestaltung der Vergütungssätze für einzelne Energiequellen durch das EEG 2000 und den dadurch ausgelösten „Biogas-Boom“ berücksichtigt werden. Ein Szenario wurde hierbei als fiktive Darstellung einer Anbausituation definiert. Ziel war es nicht, eine möglichst präzise Darstellung eines Zustandes zu einem definierten Zeitpunkt (vgl. SCHOLLES 2008) zu erreichen, sondern vielmehr eine Beurteilung der Funktionalität des eingesetzten Modells zu ermöglichen.

Für die Modellierung des landwirtschaftlichen Anbaus vor dem „Biogas-Boom“ wurde auf die Agrarstatistik des Jahres 1999 zurückgegriffen (vgl. DESTATIS 2015). Diese gibt einen Überblick über die vor dem EEG 2000 herrschende Anbausituation in Form von angebauten Hauptfruchtarten und deren Anteil an der landwirtschaftlichen Nutzfläche auf der Landkreisebene. Diese Datengrundlage wurde verwendet, weil für das Jahr 1999 keine flächenspezifischen Anbauinformationen aus InVeKoS für die Anwendung im GIS zur Verfügung standen (InVeKos wird erst seit 2005 GIS-unterstützt).

Die aus der Agrarstatistik entnommenen Flächenanteile einzelner Fruchtarten wurden im Rahmen einer GIS-Analyse mittels einer Zufallsverteilung auf die landwirtschaftliche Nutzfläche der Untersuchungsgebiete projiziert. Dabei wurde die Flächenbelegung (Fruchtart) der unmittelbar für die Biogasanlagen bewirtschafteten Ackerschläge beibehalten, um einen direkten Vergleich der Wirkung einer veränderten Fruchtfolge mit dem hier entwickelten Modell abbilden zu können. Als Datengrundlage für das Bezugsjahr 2013 dienten die vom Servicezentrum Landentwicklung und Agrarförderung (SLA) Niedersachsen zur Verfügung gestellten flächenspezifischen InVeKoS-Daten. Für einen direkten Vergleich mit dem Anbaujahr 1999 mussten die auf InVeKoS basierenden Kulturcodes generalisiert werden, d. h. verschiedene Codes einer Kulturart (z. B. 172 Corn-Cob-Mix und 411 Silomais) wurden in einer Hauptfruchtart zusammengefasst. Dies ermöglichte einen Vergleich mit der zufälligen Fruchtartenverteilung im Szenario anhand der Hauptfruchtarten.

3.3 Methode der Wirkungsabschätzung Landschaftsbild

Die Wirkungsabschätzung im Bereich Landschaftsbild erfolgte auf der Grundlage einer Methode zur Bewertung der potenziellen Wirkungen von Kurzumtriebsplantagen auf das Landschaftsbild (vgl. BOLL 2016, BOLL et al. 2015). Sie berücksichtigt die gesetzlich verankerten Kriterien Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft (BNatSchG §1 (1)). Die Bewertung erfolgte – ähnlich wie die in Kap. 3.2 beschriebene elementbasierte Biodiversitätsbewertung – in Anlehnung an die Biotopbewertung in Form eines Punktwertverfahrens.

In der vorliegenden Untersuchung wurden die folgenden Kriterien und Indikatoren zur Beschreibung potenzieller Wirkungen des Energiepflanzenanbaus auf das Landschaftsbild herangezogen (vgl. BOLL 2015):

- Landschaftsästhetischer Grundwert von Landschaftskomponenten in Anlehnung an NOHL (2001),
- Ausprägung von Landschaftskomponenten,
- landschaftliche Vielfalt (Strukturvielfalt und Fruchtartenvielfalt).

Die Bewertungen der mit dem jeweiligen Indikator erfassten Ergebnisse wurden in Form eines Biotopwerts in einer Gesamtbewertung zusammengeführt (s. Kap. 3.3.4).

Die folgende Tab. 8 gibt einen zusammenfassenden Überblick über die wesentlichen Bausteine einer klassischen Ökobilanz und deren Verwendung für die Landschaftsbildbewertung.

Tab. 8: Bausteine einer klassischen Ökobilanz und vorgenommene Anpassung von Definitionen für die Wirkungskategorie Landschaftsbild

Bausteine einer klassischen Ökobilanz	Verwendete Definition
Wirkungskategorie	Änderung des Schutzguts Landschaftsbild
Sachbilanzergebnisse	Landschaftsästhetik durch Fruchtarten und Landschaftskomponenten
Charakterisierungsfaktor	Landschaftsästhetischer Grundwert nach BOLL (2015) und NOHL (2001)
Charakterisierungsmodell	Das Ziel des Charakterisierungsmodells ist die Abbildung des Einflusses verschiedener Kulturarten auf das Landschaftsbild im Vergleich zu einer vorher festgelegten Referenz. Dafür wurde die derzeitige Anbausituation mit einem Anbauszenario für das Jahr 1999 (Referenz) verglichen, um die Situation vor der Neuausgestaltung der Vergütungssätze für einzelne Energiequellen durch das EEG 2000 und den dadurch ausgelösten „Biogas-Boom“ zu berücksichtigen (s. Kap. 3.3.5).
Wirkungsindikator	Landschaftskomponentenbewertung
Wirkungsindikatorwert	Veränderung von Flächenanteilen mit unterschiedlicher Landschaftskomponentenbewertung/ Veränderung des flächengewichteten Mittels

Im Folgenden werden die genutzten Indikatoren und der Datenbedarf zur Ermittlung ihrer Ausprägung auf den ausgewählten niedersächsischen Beispielbetrieben spezifiziert.

3.3.1 Indikator ‚Landschaftsästhetischer Grundwert von Landschaftskomponenten‘

Unter Landschaftskomponenten wurden hier alle visuell wahrnehmbaren biogenen, physiogenen und anthropogenen Landschaftselemente verstanden (vgl. BOLL 2015), z. B. Ackerflächen, Grünländer, Ackerrandstreifen, Baumgruppen oder auch landwirtschaftliche Produktionsanlagen. Jeder dieser Landschaftskomponenten wurde basierend auf dem jeweiligen Biotoptyp ein landschaftsästhetischer Grundwert auf einer 10-stufigen Skala zugeordnet (nach NOHL 2001). Die Bewertungsmethodik von NOHL (2001) stützt sich auf Ergebnisse empirischer Untersuchungen zu landschaftsästhetischen Präferenzen. Stufe 1 bedeutet dabei, dass es sich um eine Landschaftskomponente von sehr geringem landschaftsästhetischem Wert handelt, während Stufe 10 für einen sehr hohen landschaftsästhetischen Wert steht. In Tab. 9 sind beispielhafte Wertzuweisungen dargestellt.

Tab. 9: Beispielhafte Zuordnung von Landschaftskomponenten zu landschaftsästhetischen Grundwerten (NOHL 2001, BOLL 2015)

Kategorie	Landschaftskomponenten	landschaftsästhetischer Grundwert
Acker, Grünland, Brachen	Acker	3
	Grünland	4
Grünanlagen und Gartenbau	Gartenbaubiotop	3
	Grünanlage	5
Säume, Raine und Staudenfluren	Ackerrandstreifen	5
	Rain/ Saum	6
	Feldgehölz	6
	Wald	3-8 (je nach Biotoptyp)
Gewässer	Bach	6
	Kleines Stillgewässer	7
Gebäude	Landwirtschaftliche Produktionsanlage	1
	Landwirtschaftliche Wirtschafts- und Wohngebäude	2
Ver-/Entsorgungseinrichtungen	Leitungen (oberirdisch)	1
	Windkraftanlage	2
Verkehrsflächen	Bahnanlage	2
	Weg	4

Folgende Datengrundlagen wurden für die Ermittlung des landschaftsästhetischen Grundwerts von Landschaftskomponenten in den beiden niedersächsischen Untersuchungsgebieten genutzt:

- flächendeckende Biotoptypenkartierungen der Landschaftsrahmenpläne (BGA 1: LRP HILDESHEIM 1993, LRP STADT HILDESHEIM 2010; BGA 2: nicht verfügbar),
- Landschaftsbestandsaufnahmen für Flurbereinigungen nach § 41 FlurbG (BGA 1: AMT FÜR AGRARSTRUKTUR HANNOVER 2004),
- Ergebnisse eigener Biotoptypenerfassungen der direkt an die Ackerschläge angrenzenden Saumstrukturen.

3.3.2 Indikator ‚Ausprägung von Landschaftskomponenten‘

Um den möglichen unterschiedlichen Ausprägungen von Landschaftskomponenten gerecht zu werden, kann der Grundwert einer Landschaftskomponente bei einer besonders positiven Ausprägung aufgewertet werden (vgl. BOLL 2016, 2015). Die Kriterien für die Aufwertung richten sich hierbei nach typischen Eigenschaften der einzelnen Landschaftskomponenten.

Im vorliegenden Forschungsvorhaben wurden in Anbetracht der Fragestellung ausschließlich unterschiedliche Ausprägungen von Ackerschlägen berücksichtigt. Als Aufwertungskriterien wurden die Flächengröße und die Fruchtart (inkl. Bodenbedeckung, Blühaspekt) herangezogen (s. Tab. 10). Fruchtarten mit vergleichsweise langer Bodenbedeckung, wie beispielsweise Wintergetreide, schaffen über einen längeren Zeitraum hinweg Strukturen in der Landschaft und wirken auf den Betrachter attraktiver als nicht bewirtschaftete Ackerschläge, die beispielsweise nach der Ernte einer Fruchtart mit kurzer Vegetationsphase über einen längeren Zeitraum brach liegen (WÖBSE 2002). Weiterhin sorgen auffällig blühende Fruchtarten, z. B. Kartoffel, für eine positive ästhetische Bewertung der Landschaft durch den Betrachter (vgl. SCHÜPBACH et al.

2009). Darauf aufbauend wurden hier folgende Aufwertungen für eine differenzierte Bewertung der Landschaftskomponente Acker festgelegt (s. Tab. 10).

Tab. 10: Aufwertungskriterien für die Bewertung von Ausprägungen der Landschaftskomponente Acker (BOLL 2015)

Aufwertungskriterium	Ausprägung	Aufwertung
Flächengröße	> 5 ha	± 0
	> 1 ha und ≤ 5 ha	+ 0,1
	≤ 1 ha	+ 0,2
Fruchtart	Kurze Bodenbedeckung und kein Blühaspekt	± 0
	Lange Bodenbedeckung	+ 0,1
	Blühaspekt	+ 0,2
	Lange Bodenbedeckung und Blühaspekt	+ 0,3

Als Berechnungsgrundlage wurden die vom SLA Niedersachsen erfassten Schlaggeometrien und InVeKoS-Kulturcodes für das Jahr 2013 genutzt.

Die Einzelbewertung der Landschaftskomponenten spiegelt damit im Wesentlichen das Kriterium Schönheit/Naturnähe wider (BOLL 2015). Anhand der Ausprägung erfolgte zusätzlich eine Berücksichtigung des Kriteriums Vielfalt innerhalb der jeweiligen Landschaftskomponenten. Die Bewertung der landschaftlichen Vielfalt kann jedoch nicht allein über die Verrechnung des landschaftsästhetischen Werts einzelner Landschaftskomponenten erfolgen, da beispielsweise auch das häufige Vorkommen einer hoch bewerteten Landschaftskomponente in einem Untersuchungsgebiet als monoton empfunden werden kann (ebd.). Die Landschaftsbildbewertung wurde daher um den Indikator ‚Landschaftliche Vielfalt‘ ergänzt.

3.3.3 Indikator ‚Landschaftliche Vielfalt‘

Der Indikator ‚Landschaftliche Vielfalt‘ untergliedert sich in die Teilindikatoren ‚Strukturvielfalt‘ und ‚Fruchtartenvielfalt‘.

Strukturvielfalt

Die Strukturvielfalt bewertet die Vielfalt an unterschiedlichen Landschaftskomponenten nach der Vielfaltsdefinition von NOHL (2001) und FISCHER-HÜFTLE (1997). Demnach wird Vielfalt durch die Menge aller in der Landschaft deutlich wahrnehmbaren und unterscheidbaren Elemente erzeugt. Dabei kann es sich sowohl um die Vielfalt natürlicher Elemente und Strukturen handeln, als auch um vielfältige Nutzungsformen (BOLL 2015). Elemente, Strukturen und Nutzungsformen tragen jedoch nur dann zu landschaftlicher Vielfalt bei, wenn sie den Eindruck einer nachhaltigen, die Landschaft nicht überfordernden Wirtschaftsweise vermitteln (ebd.). Beeinträchtigende Elemente wie Freileitungen oder Straßen gehen daher nicht in die Ermittlung der landschaftlichen Strukturvielfalt ein.

Für die Bewertung der Strukturvielfalt wurde der Edge Density-Index (Randliniendichte) verwendet (vgl. BOLL 2015, BUIJS et al. 1999).

Der Edge Density-Index (ED) pro Landschaftsbildgruppe ergab sich gemäß Gleichung 3:

$$ED = \frac{E}{A} \quad (\text{Gl. 3})$$

mit E = Randlinienlänge [m]; A = Flächengröße [ha]

Hierfür wurden die einzelnen Landschaftskomponenten (s. Kap. 3.3.1) zu Landschaftsbildgruppen zusammengefasst, die visuell deutlich voneinander unterscheidbar sind (s. Tab. 11). Die Abgrenzung dieser Landschaftsbildgruppen basiert auf empirischen Untersuchungen von SCHÜPBACH et al. (2009). Die Ergebnisse von SCHÜPBACH et al. (2009) legten vor allem eine Trennung von intensiv genutztem Grünland und (artenreichem) Dauergrünland nahe. Intensiv genutztes Grünland wird demnach landschaftsästhetisch als ähnlich zu Ackerflächen empfunden und in einer Kategorie mit den einjährigen Ackerkulturen und Ackergras zusammengefasst (vgl. BOLL 2015).

Tab. 11: Landschaftsbildgruppen zur Ermittlung der landschaftlichen Strukturvielfalt (in Anlehnung an BOLL 2015)

Landschaftsbildgruppe	Zugeordnete Landschaftskomponenten
Acker und intensives Grünland	Einjährige Ackerkulturen, Ackergras, Intensivgrünland
(artenreiches) Dauergrünland	Artenreiches extensives Dauergrünland
Strukturreiche offene Flächen	Heiden, Moore, Brachen, Säume, Ackerrandstreifen, Blühstreifen
Kleinere Gehölze	Hecken, Gebüsche, Kurzumtriebsplantagen
Baumbestandene Flächen	Wälder, Alleen, Einzelbäume
Gewässer	Seen, Flüsse, Kanäle
Felsen	Felsen
Bauliche Elemente (nur positiv wirkende)	Mauern, Zäune, Wege

In der Literatur existierte kein Bewertungsvorschlag für den Edge Density-Index von Strukturen auf landwirtschaftlichen Betrieben. Diese Lücke wurde im vorliegenden Vorhaben durch die Verwendung eines Grenzwertes aus der Landschaftsökologie geschlossen. Die landschaftsästhetische Vielfalt zeigt eine große Schnittmenge mit der biodiversitätsrelevanten Vielfalt in einem Landschaftsraum, so dass für die Biodiversität positive Aspekte auch als positiv für das Landschaftsbild gewertet werden können.

Nach MAYER et al. (2009) ist für die Landschaftskomponente Ackerrandstreifen/ Blühstreifen ab einem Schwellenwert von etwa 430 m Randlinienlänge pro ha Ackerfläche mit positiven Effekten für Rebhuhn-Vorkommen auszugehen. Da das Rebhuhn ein wesentlicher Indikator für funktionale Zusammenhänge in der Agrarlandschaft ist (u. a. REICH et al. 2011) und damit eine Indikatorfunktion für strukturreiche Gebiete übernimmt, wurde der o. g. Schwellenwert hier zur Bewertung der Strukturvielfalt eingesetzt.

Für die Anwendung des Edge Density-Indexes auf den niedersächsischen Beispielbetrieben wurden die in Kap. 3.3.1 aufgeführten Biooptypenkartierungen und Schlaggeometrien genutzt. Die Ermittlung des Edge Density-Indexes erfolgte – entsprechend der Bewertung der Landschaftsheterogenität in der Wirkungskategorie Biodiversität – für alle Landschaftskomponenten in einem Umkreis von 1 km um die untersuchten Ackerschläge (s. Kap. 3.2.3), da sich die ästhetische Wirkung eines einzelnen Schlages immer erst im Zusammenspiel mit den umgebenden Strukturen ergibt.

Fruchtartenvielfalt

Für die Bewertung der Fruchtartenvielfalt wurde vergleichbar zum Vorgehen in der Wirkungskategorie Biodiversität der Shannon-Index herangezogen (s. Kap.3.2.3, Tab. 6).

3.3.4 Zusammenführung der Einzelbewertungen zur Beschreibung potenzieller Wirkungen auf das Landschaftsbild

Für eine aggregierte Bewertung der potenziellen Wirkungen des landwirtschaftlichen Anbaus auf das Landschaftsbild wurden die beiden Teilindikatoren Strukturvielfalt und Fruchtartenvielfalt (s. Kap. 3.3.3) in einer Verflechtungsmatrix (auch Aggregationsmatrix) zusammengeführt. Dabei werden verschiedene Kriterienausprägungen in vergleichbare dimensionslose Präferenzausagen überführt (VON HAAREN 2004). Hierfür wurden die in Kap. 3.3.3 genannten Schwellenwerte in eine einheitliche ordinale Skala mit den Kategorien hoch, mittel und gering überführt und durch logische Verknüpfung zusammengeführt (s. Tab. 12).

Für die Verknüpfung wurde die Annahme getroffen, dass sich der Wert einer einzelnen Landschaftskomponente (s. Kap. 3.3.1) zu gleichen Teilen aus den Kriterien Schönheit/Natürlichkeit, Seltenheit und Vielfalt ergibt. Die Vielfalt würde somit 1/3 der Einzelbewertung einer Landschaftskomponente betragen. Dieser Wert wurde daher als Korrekturfaktor in die aggregierte Bewertung übernommen und für Auf-/ Abwertungen der Landschaftskomponentenbewertung genutzt. Dabei wurde davon ausgegangen, dass eine positive Wirkung auf das Landschaftsbild nur dann zustande kommt, wenn die Strukturvielfalt und die Fruchtartenvielfalt gleichermaßen als hoch eingestuft werden. In diesem Fall wurde die Grundbewertung einer Landschaftskomponente um den Faktor +1/3 korrigiert. Umgekehrt erfolgte eine Korrektur um den Faktor -1/3, wenn Strukturvielfalt und Fruchtartenvielfalt gering ausgeprägt waren, d. h. der Edge Density-Index < 430 m/ha und der Shannon-Index der Fruchtartenvielfalt < 1,6 waren. Bei einer durchschnittlich ausgeprägten Strukturvielfalt und Fruchtartenvielfalt erfolgte keine Korrektur der Landschaftskomponentenbewertung. Tab. 12 gibt die durch Kombination beider Vielfaltsindizes generierten Faktoren zur Korrektur der Landschaftskomponentenbewertung wieder.

Tab. 12: Verflechtungsmatrix zur Ermittlung des Korrekturfaktors der Landschaftskomponentenbewertung zur Einbeziehung der Vielfaltsbewertung

Fruchtartenvielfalt \ Strukturvielfalt	gering Shannon-Index < 1,6	mittel Shannon-Index ≥ 1,6 - < 1,9	hoch Shannon-Index ≥ 1,9
gering Edge Density-Index < 430m/ha	- 1/3	- 1/6	kein Korrekturfaktor
mittel Edge Density-Index = 430 m/ha	- 1/6	kein Korrekturfaktor	+ 1/6
hoch Edge Density-Index > 430 m/ha	kein Korrekturfaktor	+ 1/6	+ 1/3

3.3.5 Entwicklung eines Anbauszenarios für das Bezugsjahr 1999

Das Ziel der in den vorherigen Kap. 3.3.1 bis 3.3.3 beschriebenen Indikatoren und des darauf aufbauenden Charakterisierungsmodells ist die Abbildung des Einflusses des Biomasseanbaus auf das Landschaftsbild im Vergleich zu einer vorher festgelegten Referenz. Dafür wurde im Rahmen dieses Vorhabens die derzeitige Anbausituation (Bezugsjahr 2013) mit einem Anbauszenario für das Jahr 1999 verglichen, um die Situation vor der Neuausgestaltung der Vergütungssätze für einzelne Energiequellen durch das EEG 2000 und den dadurch ausgelösten „Biomogas-Boom“ zu berücksichtigen.

Die methodischen Grundlagen hierfür wurden bereits in Kap. 3.2.5 beschrieben.

3.4 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung

3.4.1 BGA 1

3.4.1.1 Wirkungsabschätzung Biodiversität

Auf Grundlage der Ausführungen in Kap. 3.2 wurde eine schlagspezifische Bewertung des modellierten Biodiversitätszustands der für die BGA 2 bewirtschafteten Schläge und weiterer Schläge von Zulieferbetrieben vorgenommen.

- Indikator ‚Anbauweise und Fruchtart‘:

Auf den Schlägen im Bereich der BGA 1 erfolgte konventioneller Anbau von Mais, Zuckerrübe, Winterweizen und Sommerweizen, die in der Modellierung als Fruchtarten mit hohem (Mais, Zuckerrübe, Winterweizen) und mittlerem (Sommerweizen) potenziellem Risiko für die Artenvielfalt angenommen wurden (s. Tab. 3, Kap. 3.2.1). Dies entspricht im Modell einer landwirtschaftlichen Nutzung mit hoher Intensität im Falle von Mais, Zuckerrübe und Winterweizen sowie einer mittleren Intensität im Falle des Sommerweizens. Die Unterscheidung zwischen Winterweizen und Sommerweizen ist auf den angenommenen geringeren Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und Stickstoffdünger sowie ein erhöhtes Angebot von Nisthabitaten in Sommergetreide zurückzuführen.

Entsprechend der Modellannahmen ergab sich daraus als Baseline für die Bewertung ein differenzierter Biotopwert von 1,0 für Mais, Zuckerrübe und Winterweizen. Für Sommerweizen ergab sich als Baseline ein differenzierter Biotopwert von 1,5.

- Indikator ‚Standort‘:

Im Bereich der BGA 1 kamen ausschließlich nährstoffreiche Lehm-/Tonböden (Ackerbiotopotyp AT) vor, die gegenüber dem Normalstandort (kalkarme Lehm Böden, Ackerbiotopotyp AL) über ein höheres Artpotenzial verfügen (s. Abb. 3, Kap. 3.2.2).

Entsprechend der Modellannahmen ergab sich daraus eine Aufwertung des differenzierten Biotopwerts gegenüber der o.g. Baseline. Für Fruchtarten mit einer hohen Anbauintensität (Mais, Zuckerrübe, Winterweizen) spiegelt sich das höhere Standortpotenzial von nährstoffreichen Lehm-/Tonstandorten in einer angenommenen Anzahl von 2 Arten wider (bezogen auf eine Vegetationsaufnahme à 100 m²), während die Baseline 1 Art repräsentiert. Dies wurde im Modell durch eine Aufwertung des differenzierten Biotopwerts um +0,1 Wertpunkte auf den Wert 1,1 ausgedrückt.

Im Falle von Sommerweizen als Fruchtart mit mittlerer Anbauintensität ergab sich gegenüber der Baseline (differenzierter Biotopwert 1,5) eine Aufwertung um +0,7 auf den Wert 2,2. Dies drückt ein Artpotenzial von bis zu 27 Arten aus.

- Indikator ‚Landschaftsheterogenität‘:

Der Indikator ‚Landschaftsheterogenität‘ wurde über die Teilindikatoren ‚Vielfalt nicht technischer Biotoptypen‘ und ‚Fruchtartenvielfalt‘ umgesetzt (s. Kap. 3.2.3). Im Umkreis der für BGA 1 bewirtschafteten Schläge variierte der Shannon-Index zur Beschreibung der Vielfalt nicht technischer Biotoptypen zwischen 0,522 und 2,360, im Durchschnitt betrug er 1,706. Damit war die Vielfalt je nach betrachtetem Schlag als unterdurchschnittlich bis überdurchschnittlich einzustufen (s. Tab. 5, Kap. 3.2.3). Der Shannon-Index zur Beschreibung der

Fruchtartenvielfalt lag im Bereich von 1,034 bis 1,374 und betrug im Durchschnitt 1,236. Die Fruchtartenvielfalt war damit in Anlehnung an ECKERT et al. (1999) als sehr gering einzustufen (s. Tab. 6, Kap. 3.2.3).

Entsprechend der in Tab. 7 (s. Kap. 3.2.4) dargestellten Verknüpfungsregel ergab sich daraus für insgesamt 10 der 32 Ackerschläge eine Abwertung des differenzierten Biotopwerts um -0,2 Wertpunkte aufgrund einer unterdurchschnittlichen Vielfalt nicht technischer Biotoptypen bei gleichzeitiger unterdurchschnittlicher Fruchtartenvielfalt. 22 Schläge erhielten weder eine Auf- noch eine Abwertung, weil die Vielfalt nicht technischer Biotoptypen zwar in allen diesen Fällen als überdurchschnittlich zu bewerten war, die Fruchtartenvielfalt jedoch als unterdurchschnittlich bewertet wurde.

- Zusammenführung der Einzelbewertungen:

Insgesamt ergab sich daraus für die Schläge der BGA 1 eine Spannweite des differenzierten Biotopwerts von minimal 0,9 bis maximal 2,2. Dies würde auf der differenzierten Biotopwertskala einer potenziellen Artenzahl von minimal 1 Art bis maximal 27 Arten (bezogen auf eine Vegetationsaufnahme à 100 m²) entsprechen.

Abb. 4 stellt die modellierte Biodiversitätsbewertung flächenspezifisch dar. Im Untersuchungsgebiet farblich hervorgehobene Schläge wurden überwiegend für die BGA 1 bewirtschaftet und mit der hier beschriebenen Methode bewertet. Es wird deutlich, dass vor allem im südlichen Teil des Untersuchungsgebiets Schläge mit schlechteren Einzelbewertungen (differenzierter Biotopwert 0,9) vorkommen. Dies lässt sich überwiegend auf den Shannon-Index zur Beschreibung der Vielfalt nicht technischer Biotoptypen zurückführen, der aufgrund des großen Flächenanteils von Waldflächen in dem Bereich als unterdurchschnittlich eingestuft wird. Im nördlichen Bereich des Untersuchungsgebiets fällt der einzelne bewertete Sommerweizenschlag mit einem differenzierten Biotopwert von 2,2 auf. An dieser Stelle wird deutlich, dass eine Differenzierung von Schlägen entsprechend der o.g. Indikatoren machbar ist. Inwiefern diese Differenzierung und die daran geknüpften Artenzahlspannen auch im Rahmen von Felderfassungen plausibel sind, wird in Kap. 3.5 erörtert.

Als flächengewichtetes Mittel (Wirkungsindikatorwert) ergab sich eine Gesamtbewertung von 1,2 für den Bereich der BGA 1, d. h. es handelt sich vor allem um Flächen mit geringer Bedeutung für die Biodiversität.



Abb. 4: Modellerte schlagspezifische Biodiversitätsbewertung für BGA 1 (0,9 = sehr geringer differenzierter Biotopwert; 1,1 = geringer differenzierter Biotopwert; 2,2 = mittlerer differenzierter Biotopwert) (Bezugsjahr 2013, Datengrundlage: SLA Niedersachsen 2013, Kartengrundlage: SLA Niedersachsen 2013, CLC 10 (BKG 2012))

Vergleich der Biodiversitätsbewertung für die Jahre 2013 und 1999 im Rahmen eines Szenarios

Für BGA 1 ergaben sich keine quantifizierbaren Unterschiede in der Biodiversitätsbewertung zwischen den Jahren 2013 und 1999. Die veränderten Anbauanteile führten in der Modellierung nicht zu einer Unterscheidung der Wirkungsindikatorwerte. Die flächengewichtete Biodiversitätsbewertung ergab somit auch für das Szenario für das Jahr 1999 einen Wert von 1,2.

Dies ist in erster Linie darauf zurückzuführen, dass sich die Anbauanteile der meisten Hauptfruchtarten im Jahr 2013 im Vergleich zum Jahr 1999 nicht wesentlich geändert haben. Zwar lag der Anteil von Mais im Untersuchungsgebiet im Jahr 2013 etwa 3,5 % über dem angenommenen Wert für den Landkreis aus dem Jahr 1999, gleichzeitig stiegen jedoch auch die Anbauanteile von Weizen und Zuckerrübe, so dass weiterhin eine dominierende Hauptkultur vorkam (s. Tab. 13). Für eine Differenzierung der Biodiversitätswerte mit der hier eingesetzten Methode sind die Veränderungen dieser Anbauanteile somit zu marginal, als dass eine effektive Wirkung auf die Biodiversitätsbewertung, d. h. eine Einstufung in eine höhere oder niedrigere Stufe auf der Biotopwertskala, erreicht werden könnte.

Tab. 13: Hauptfruchtarten und Anbauanteile im Bereich der BGA 1 in den Jahren 2013 und 1999 (UG = Untersuchungsgebiet) (Datengrundlage: SLA Niedersachsen 2013, DESTATIS 2015)

Hauptfruchtart nach Agrarstatistik	Fläche im UG [ha]	Anteil an Gesamtackerfläche im UG im Jahr 2013 [%]	Anteil an der Gesamtackerfläche im LK Hildesheim im Jahr 1999 [%]
Hafer	18,90	0,66	0,49
Kartoffel	39,21	1,37	1,21
Mais	117,71	4,12	0,51
Roggen	3,35	0,12	0,2
Sommergerste	4,48	0,16	0,11
Weizen	1593,41	55,71	50,29
Wintergerste	244,74	8,56	9,82
Winterraps	38,22	1,34	2,18
Zuckerrübe	775,12	27,10	25,11

3.4.1.2 Wirkungsabschätzung Landschaftsbild

Die Wirkungsabschätzung für das Landschaftsbild erfolgte auf der Grundlage der in Kap. 3.3 beschriebenen Daten und Indikatoren.

- Indikator ‚Landschaftsästhetischer Grundwert von Landschaftskomponenten‘:

Die Einzelbewertung von Landschaftskomponenten im Untersuchungsgebiet variierte zwischen dem Wert 1 (sehr geringer landschaftsästhetischer Wert) und 8 (hoher landschaftsästhetischer Wert) (s. Abb. 5). Ein sehr geringer landschaftsästhetischer Wert von 1 wurde beispielsweise für landwirtschaftliche Produktionsanlagen wie den Standort der Biogasanlage vergeben (s. Abb. 5, A). Einen hohen landschaftsästhetischen Wert erhielten naturnahe Stillgewässer (B), Waldflächen (C) sowie vereinzelt vorkommende Streuobstbestände und Einzelbäume im Norden und im Südwesten des Untersuchungsgebietes. Die Bewertungsstufe 0 wurde für Landschaftskomponenten vergeben, die noch nicht literatur- oder expertenbasiert in die in Tab. 9 (s. Kap. 3.3.1) dargestellte Grundbewertung eingruppiert werden konnten.

- Indikator ‚Ausprägung von Landschaftskomponenten‘:

Für die Ackerschläge im Untersuchungsgebiet BGA 1 wurden zusätzlich die in Tab. 10 (s. Kap. 3.3.2) genannten Aufwertungskriterien verwendet. Insgesamt erhielten die Ackerschläge im Untersuchungsgebiet Werte zwischen 3,0 und 3,4, was einem geringen landschaftsästhetischen Wert entspricht. Vergleichsweise hohe Werte erreichten dabei aufgrund des Aufwertungskriteriums ‚Blühaspekt‘ Kartoffel- und Rapsflächen.

Abb. 5 stellt die zusammenfassende Bewertung nach Anwendung der Indikatoren ‚Landschaftsästhetischer Grundwert von Landschaftskomponenten‘ und ‚Ausprägung von Landschaftskomponenten‘ dar. Das gewichtete Mittel der Landschaftskomponentenbewertung für den gesamten Landschaftsausschnitt für das Bezugsjahr 2013 betrug 3,3.

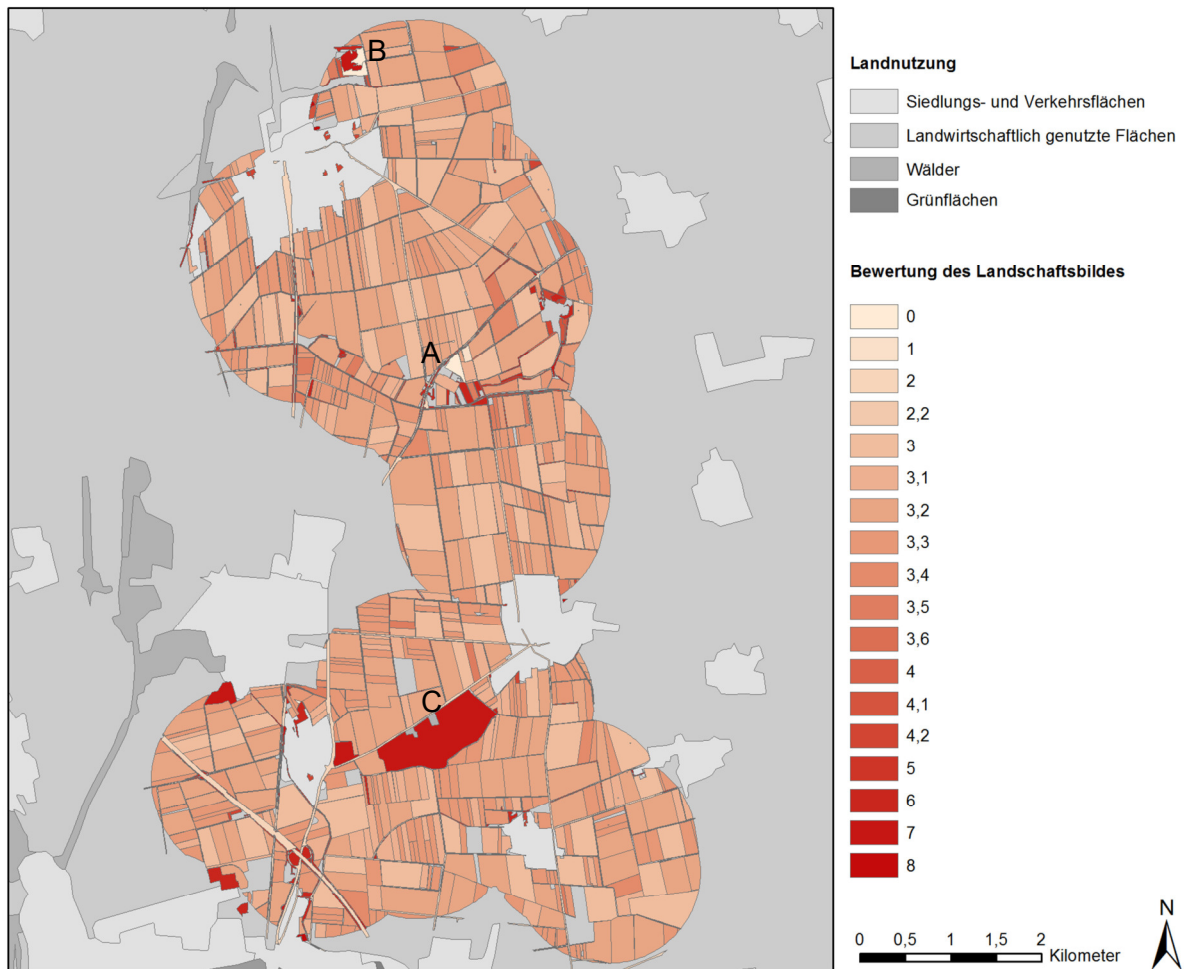


Abb. 5: Einzelbewertung von Landschaftskomponenten im Untersuchungsgebiet BGA 1 auf Grundlage der Indikatoren ‚Landschaftsästhetische Bewertung von Landschaftskomponenten‘ und ‚Ausprägung von Landschaftskomponenten‘ (0 = nicht bewertbar; 1 = sehr geringer landschaftsästhetischer Wert bis 8 = sehr hoher landschaftsästhetischer Wert; A = Standort der Biogasanlage, B = naturnahe Stillgewässer, C = Wald) (Bezugsjahr 2013, Datengrundlage: SLA Niedersachsen 2013, Kartengrundlage: SLA Niedersachsen 2013, CLC10 (BKG 2012))

- Indikator ‚Landschaftliche Vielfalt‘

Entsprechend der Ausführungen in Kap. 3.3.3 lässt sich die landschaftliche Vielfalt über die Teilindikatoren ‚Strukturvielfalt‘ und ‚Fruchtartenvielfalt‘ abbilden.

Die Strukturvielfalt im Untersuchungsgebiet BGA 1 wurde als überwiegend positiv bewertet. Alle Landschaftsbildgruppen – mit Ausnahme der Gruppe ‚Acker und Intensivgrünland‘ – verfügen über einen über den Grenzwert von 430 m/ha hinausgehenden Edge Density-Index (s. Tab. 14). Besonders hervorzuheben sind die Randliniendichten der Landschaftsbildgruppen ‚Dauergrünland‘ und ‚kleinere Gehölze‘, die den Grenzwert um das 10-fache bzw. 8-fache übersteigen. Diese Landschaftsbildgruppen machen jedoch nur einen geringen Teil der Fläche im Untersuchungsgebiet aus. In landwirtschaftlich geprägten Räumen spielt hingegen vor allem die Landschaftsbildgruppe ‚Acker und Intensivgrünland‘ eine entscheidende Rolle für die Landschaftsbildbewertung. Intensive Grünländer und Ackerflächen wurden hier in einer Gruppe zusammengefasst, da beide in einer empirischen Untersuchung von SCHÜPBACH et al. (2009) als landschaftsästhetisch ähnlich empfunden wurden (vgl. BOLL 2015). Die Landschaftsbildgruppe ‚Acker und Intensivgrünland‘ verfügte hier mit 239,92 m/ha nicht über

diejenige Strukturvielfalt, die notwendig wäre, um von einem Betrachter als angenehm empfunden zu werden. Dies galt insbesondere auch für die Ackerschläge der BGA 1, die – gesondert betrachtet – eine Randliniendichte von 207,68 m/ha erlangten.

Tab. 14: Edge Density-Index von Landschaftsbildgruppen im Untersuchungsgebiet BGA 1 (Bezugsjahr 2013)

Landschaftsbildgruppe	Zugeordnete Landschaftskomponenten	Edge Density-Index [m/ha]
Acker und Intensivgrünland	Einjährige Ackerkulturen, Ackergras, Intensivgrünland	239,92
Dauergrünland	Artenreiches extensives Dauergrünland	4543,37
Strukturreiche, offene Flächen	Heide, Moor, Brache, Säume, Raine, Ackerrandstreifen	2077,89
Kleinere Gehölze	Hecken, Gebüsche	3470,93
Baumbestandene Flächen	Wald, Einzelbäume, Alleen	1240,13
Gewässer	Seen, Flüsse, Kanäle	3330,18
<i>Ackerschläge der BGA 1</i>	<i>Einjährige Ackerkulturen</i>	<i>207,68</i>

Für die landschaftsbildrelevante Fruchtartenvielfalt der für die BGA bewirtschafteten Ackerschläge wurde ein Shannon-Index von 1,222 ermittelt. In Anlehnung an ECKERT et al. (1999) wurde die Fruchtartenvielfalt auf dem Betrieb damit als gering eingestuft (s. Tab. 6, Kap. 3.3.3).

- Zusammenführung der Einzelbewertungen:

Im Untersuchungsgebiet BGA 1 wirkte sich entsprechend der Verknüpfungsregel für die Landschaftskomponenten- und Vielfaltsbewertung (s. Tab. 12, Kap. 3.3.3) die als gering bewertete landschaftliche Vielfalt der Gruppe ‚Acker und Intensivgrünland‘ negativ aus. Diese negative Bewertung führte in Kombination mit der insgesamt geringen Fruchtartenvielfalt zu einer Korrektur der Landschaftskomponentenbewertung um den Faktor -1/3. Das flächengewichtete Mittel der Landschaftsbildbewertung im Untersuchungsgebiet BGA 1 betrug 2,4 und entsprach damit einem sehr geringen bis geringen landschaftsästhetischen Wert.

Vergleich der Landschaftsbildwirkung der Fruchtartenvielfalt der Jahre 2013 und 1999 im Rahmen eines Szenarios

Für BGA 1 ergaben sich keine quantifizierbaren Unterschiede der Landschaftsbildbewertung zwischen den Jahren 2013 und 1999. Der Shannon-Index der Fruchtartenvielfalt im Szenario betrug 1,410. Die Fruchtartenvielfalt wurde demnach in ihrer Wirkung auf das Landschaftsbild als gering eingestuft. Um einen direkten Vergleich der Fruchtartenvielfalt der Anbaujahre 2013 und 1999 zu ermöglichen, wurden für das Jahr 2013 ebenfalls die Hauptfruchtarten betrachtet, die auf Grundlage der InVeKoS-Daten generiert wurden. In diesem Fall betrug der Shannon-Index der Fruchtartenvielfalt 1,249 und lag damit geringfügig unter dem für das Jahr 1999 ermittelten Wert. Beide Werte wurden entsprechend der Bewertungsregel in Tab. 6 (s. Kap. 3.3.3) als gering eingestuft. Dies wird in erster Linie auf die Generalisierung der flächenspezifischen Kulturcodes zurückzuführen sein, die aber notwendig war, um beide Anbaujahre vergleichen zu können. Für die Bewertung auftretender Unterschiede anhand der vorliegenden Methode sollten für zukünftige Untersuchungen detailliertere Daten zur tatsächlichen Bewirtschaftung in den Vorjahren herangezogen werden. Diese konnten für das Jahr 1999 nicht einbezogen werden, weil InVeKoS erst seit 2005 GIS-unterstützt aufbereitet wird und die Abfrage bei einzelnen Landwirten im gesamten Untersuchungsgebiet im Vorhaben nicht leistbar war (vgl. auch Kap. 6).

3.4.2 BGA 2

3.4.2.1 Wirkungsabschätzung Biodiversität

Auf Grundlage der Ausführungen in Kap. 3.2 wurde eine schlagspezifische modellierte Bewertung des Biodiversitätszustands der für die BGA 2 bewirtschafteten Schläge und weiterer Schläge von Zulieferbetrieben vorgenommen.

- Indikator ‚Anbauweise und Fruchtart‘:

Auf den Schlägen im Bereich der BGA 2 erfolgte konventioneller Anbau von Mais, Zuckerrübe und Kartoffel, die in der Modellierung als Fruchtarten mit hohem potenziellem Risiko für die Biodiversität angenommen wurden (s. Tab. 3, Kap. 3.2). Dies entspricht im Modell einer landwirtschaftlichen Nutzung mit hoher Intensität.

Entsprechend der Modellannahmen ergab sich daraus als Baseline für die Bewertung ein differenzierter Biotopwert von 1,0 für alle betrachteten Ackerschläge.

- Indikator ‚Standort‘:

Im Bereich der BGA 2 kamen nährstoffreiche Lehm-/Tonböden (Ackerbiototyp AT) und Sandböden (Ackerbiototyp AS) vor, die gegenüber dem Normalstandort (kalkarme Lehm Böden, Ackerbiototyp AL) über ein höheres Artpotenzial verfügen (s. Abb. 3, Kap. 3.2.2).

Entsprechend der Modellannahmen ergab sich daraus eine Aufwertung des differenzierten Biotopwerts gegenüber der o.g. Baseline. Diese Aufwertung betrug im Falle der nährstoffreichen Lehm-/Tonböden +0,1 Wertpunkte, was einer angenommenen Artenzahl von insgesamt bis zu 2 Arten entspricht (bezogen auf eine Vegetationsaufnahme à 100 m²). Im Falle der Sandböden wurde eine Aufwertung um +0,2 Wertpunkte erreicht. Dies entspricht einem Artpotenzial von bis zu 5 Arten.

- Landschaftsheterogenität:

Der Indikator ‚Landschaftsheterogenität‘ wurde über den Teilindikator ‚Fruchtartenvielfalt‘ umgesetzt (s. Kap. 3.2.3). Im Umkreis der für BGA 2 untersuchten Schläge variierte der Shannon-Index zur Beschreibung der Fruchtartenvielfalt zwischen 1,858 und 2,463. Entsprechend der Bewertungsregel in Anlehnung an ECKERT et al. (1999) verfügte die überwiegende Anzahl der Schläge in ihrem Umkreis damit mindestens über eine hohe Fruchtartenvielfalt (s. Tab. 6, Kap. 3.2.3).

Entsprechend der in Tab. 7 dargestellten Verknüpfungsregel ergab sich für insgesamt 56 der 58 Ackerschläge eine Aufwertung des differenzierten Biotopwerts um +0,1 Wertpunkte aufgrund einer überdurchschnittlichen Fruchtartenvielfalt im Umkreis von 1 km.

- Zusammenführung der Einzelbewertungen

Insgesamt ergab sich daraus für die im Bereich der BGA 2 untersuchten Schläge eine Spannweite des differenzierten Biotopwertes von minimal 1,0 bis maximal 1,3. Dies würde auf der differenzierten Biotopwertskala einer zu erwartenden potenziellen Artenzahl von minimal 2 Arten bis maximal 6 Arten (bezogen auf eine Vegetationsaufnahme à 100 m²) entsprechen.

Abb. 6 stellt die modellierte Biodiversitätsbewertung flächenspezifisch dar. Im Untersuchungsgebiet farblich hervorgehobene Schläge wurden überwiegend für die BGA 2 bewirtschaftet und mit der hier beschriebenen Methode bewertet. Als flächengewichtetes Mittel (Wirkungsindikatorwert) ergab sich eine Gesamtbewertung von 1,3 für den Bereich der BGA 2. Dies entspricht einer geringen Bedeutung der untersuchten Schläge für die Biodiversität.

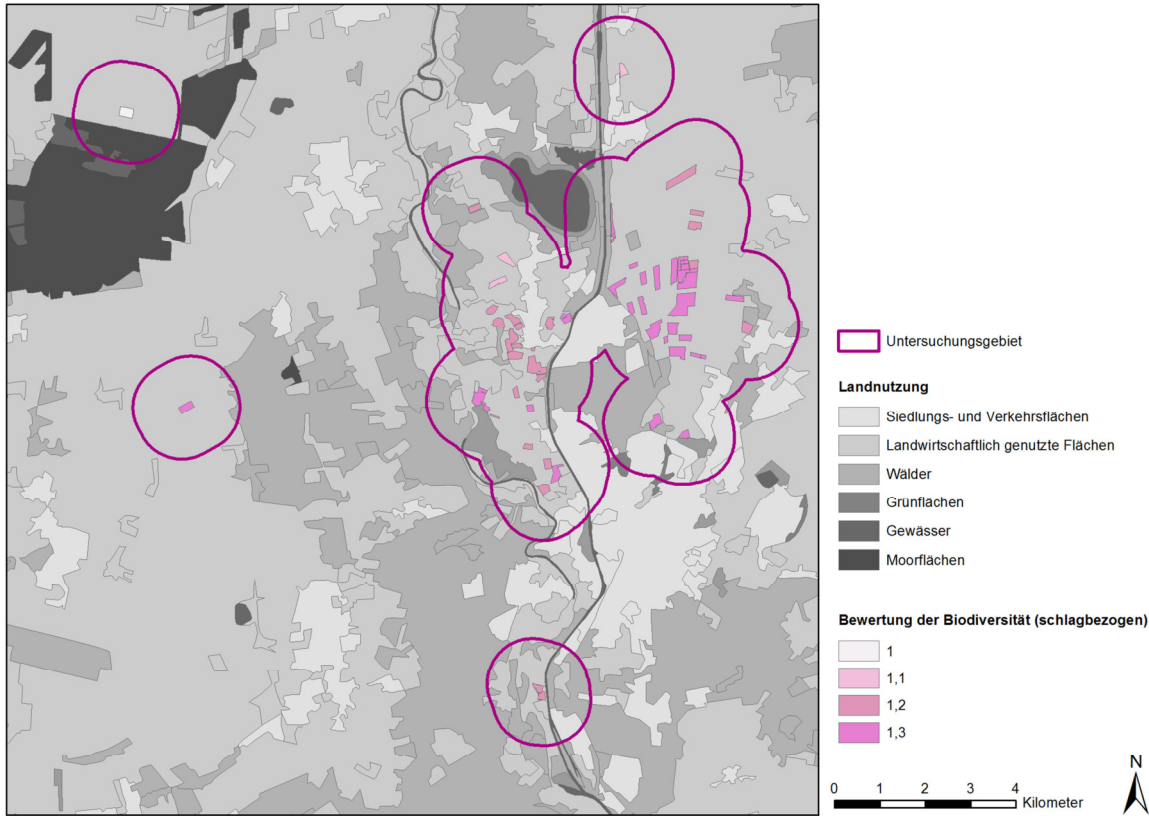


Abb. 6: Schlagspezifische Biodiversitätsbewertung für BGA 2 auf Grundlage der Indikatoren ‚Anbauweise und Fruchtart‘, ‚Standort‘ und ‚Landschaftsheterogenität‘ (1 bis 1,3 = geringer differenzierter Biotopwert) (Bezugsjahr 2013, Datengrundlage: SLA Niedersachsen 2013, Kartengrundlage: SLA Niedersachsen 2013, CLC10 (BKG 2012))

Vergleich der Biodiversitätsbewertung für die Jahre 2013 und 1999 im Rahmen eines Szenarios

Das flächengewichtete Mittel des differenzierten Biotopwerts (Wirkungsindikatorwert) für die Anbausituation im Jahr 2013 – basierend auf Hauptfruchtarten – betrug 1,1. Im Szenario für das Jahr 1999 betrug das flächengewichtete Mittel demgegenüber 1,2. Durch die im Szenario für das Jahr 1999 angenommenen veränderten Anbauverhältnisse ergaben sich somit schlagspezifische Änderungen des differenzierten Biotopwerts um bis zu + 0,1 Wertpunkte im Vergleich zum Anbaujahr 2013. Dies lässt insgesamt auf ein theoretisch geringfügig höheres Artpotenzial von bis zu 2 Arten im Jahr 1999 schließen. Ausschlaggebend für den Unterschied ist die Verringerung der Fruchtartenvielfalt zwischen 1999 und 2013.

In der Modellierung spiegelt sich die im Jahr 1999 im Vergleich zu 2013 potenziell höhere Fruchtartenvielfalt in höheren Werten des Shannon-Indexes – basierend auf den anhand der Kulturcodes generierten Hauptfruchtarten – wider. So variierte die modellierte Fruchtartenvielfalt im Jahr 1999 zwischen 1,285 und 1,895 (Mittelwert 1,692), während sie im Bezugsjahr 2013 zwischen 0,764 und 1,774 (Mittelwert 1,526) lag. Dies ist im Szenario in erster Linie auf den geringeren Anteil von mit Mais bestandenen Ackerschlägen im Jahr 1999 zurückzuführen. Im Bezugsjahr 2013 wurde auf mehr als 51 % der gesamten Ackerfläche im Untersuchungsgebiet Mais angebaut (s. Tab. 15). Entsprechend der Agrarstatistik wurde im Jahr 1999 hingegen nur auf etwa 21 % der Ackerfläche im Landkreis Emsland Mais kultiviert. Aufgrund dieser starken Erhöhung des Maisanteils auf über 50% verengt sich die Fruchtartenvielfalt. Durch die Projektion dieser veränderten Fruchtartenverhältnisse auf das Untersuchungsgebiet fiel der in der Modellierung angenommene Shannon-Index als Indikator der Landschaftsheterogenität und demzufolge auch der generierte differenzierte Biotopwert geringer aus. Insgesamt deutet der Shannon-Index jedoch auch für das Jahr 1999 auf einen geringen Wert der Ackerschläge für die Biodiversität hin.

Tab. 15: Hauptfruchtarten und Anbauanteile im Bereich der BGA 2 in den Jahren 2013 und 1999 (Datengrundlage: SLA Niedersachsen 2013, Destatis 2015)

Hauptfruchtart nach Agrarstatistik	Fläche im UG [ha]	Anteil an Gesamtackerfläche im UG im Jahr 2013 [%]	Anteil an der Gesamtackerfläche im LK Emsland im Jahr 1999 [%]
Hafer	0,89	0,03	1,41
Kartoffel	519,78	18,28	19,44
Mais	1456,41	51,21	21,19
Roggen	191,11	6,72	5,68
Sommergerste	87,14	3,06	18,24
Triticale	125,87	4,43	2,44
Weizen	149,86	5,27	2,44
Wintergerste	184,33	6,48	5,83
Winterraps	16,93	0,60	1,18
Zuckerrübe	23,01	0,81	0,10

3.4.2.2 Wirkungsabschätzung Landschaftsbild

Die Wirkungsabschätzung für das Landschaftsbild erfolgte auf der Grundlage der in Kap. 3.3 beschriebenen Daten und Indikatoren.

- Indikator ‚Landschaftsästhetischer Grundwert von Landschaftskomponenten‘:

Die Einzelbewertung von Landschaftskomponenten im Untersuchungsgebiet BGA 2 variierte zwischen dem Wert 1 (sehr geringer landschaftsästhetischer Wert) und 4,2 (geringer landschaftsästhetischer Wert) auf einer insgesamt 10-stufigen Skala. Vergleichsweise hohe landschaftsästhetische Werte von 4,0 bis 4,2 erhielten insbesondere Grünlandflächen im Bereich von Fließgewässern (A) sowie beweidete Moorheiden im Nordwesten des Untersuchungsgebietes (B). Die Bewertungsstufe 0 wurde für Landschaftskomponenten vergeben, die noch nicht literatur- oder expertenbasiert in die in Tab. 9 (s. Kap. 3.3.1) dargestellte Grundbewertung eingruppiert werden konnten.

Hinweis: Diese Bewertung bezieht sich ausschließlich auf landwirtschaftlich genutzte Flächen, die auf Grundlage von InVeKoS-Daten verortet werden konnten. Weitere Daten (z. B. Biotoptypenkartierungen) lagen nicht vor.

- Indikator ‚Ausprägung von Landschaftskomponenten‘:

Für die Ackerschläge im Untersuchungsgebiet BGA 2 wurden zusätzlich die in Tab. 10 (s. Kap. 3.3.2) genannten Aufwertungskriterien verwendet. Insgesamt erhielten die Ackerschläge im Untersuchungsgebiet so Werte zwischen 3,0 und 3,4, was einem geringen landschaftsästhetischen Wert entspricht. Vergleichsweise hohe Werte erreichten dabei aufgrund des Aufwertungskriteriums ‚Blühaspekt‘ Kartoffel- und Rapsflächen.

Abb. 7 stellt die zusammenfassende Bewertung nach Anwendung der Indikatoren ‚Landschaftsästhetischer Grundwert von Landschaftskomponenten‘ und ‚Ausprägung von Landschaftskomponenten‘ dar. Das gewichtete Mittel der Landschaftskomponentenbewertung für den gesamten Landschaftsausschnitt für das Bezugsjahr 2013 betrug 3,8.

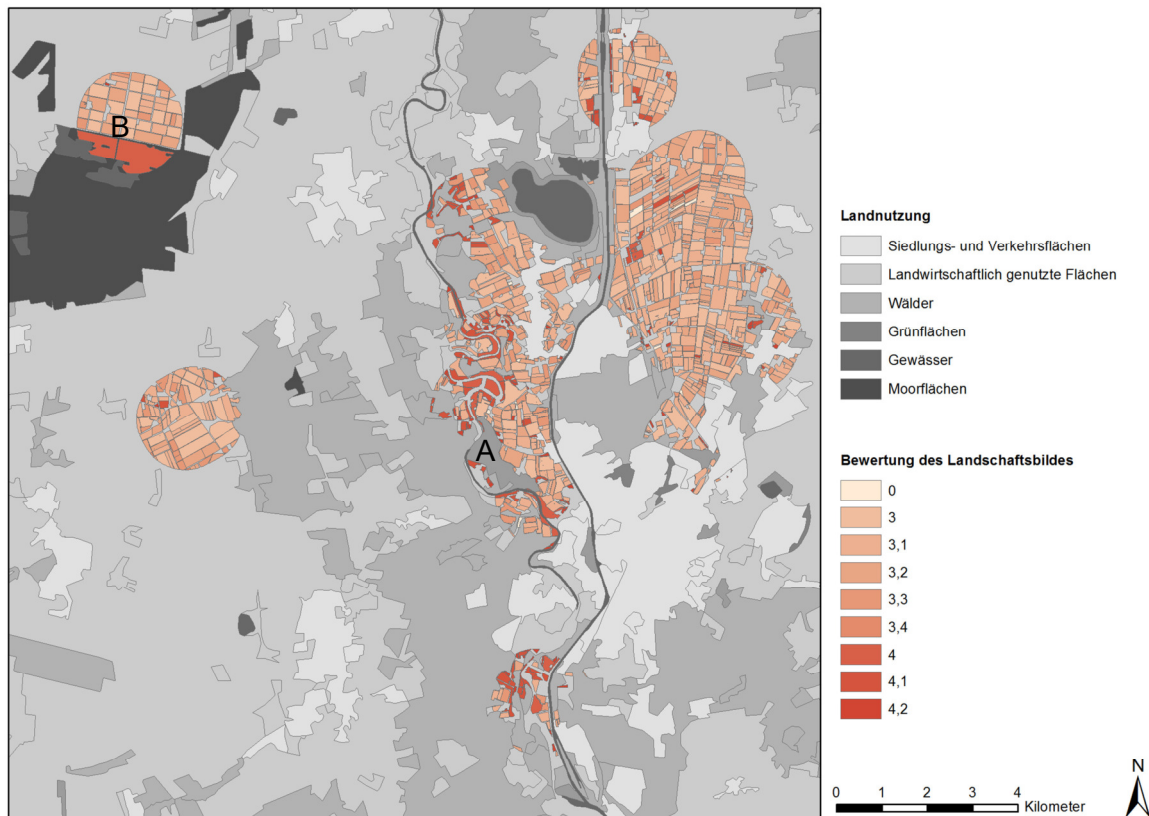


Abb. 7: Einzelbewertung von Landschaftskomponenten im Untersuchungsgebiet BGA 2 auf Grundlage der Indikatoren ‚Landschaftsästhetische Bewertung von Landschaftskomponenten‘ und ‚Ausprägung von Landschaftskomponenten‘ (0 = nicht bewertbar; 3 bis 4,2 = geringer landschaftsästhetischer Wert; A = Grünlandflächen im Bereich von Fließgewässern, B = Beweidete Moorheiden) (Bezugsjahr 2013, Datengrundlage: SLA Niedersachsen 2013, Kartengrundlage: SLA Niedersachsen 2013, CLC10 (BKG 2012))

- Indikator ‚Landschaftliche Vielfalt‘

Entsprechend der Ausführungen in Kap. 3.3.3 lässt sich die landschaftliche Vielfalt über die Teilindikatoren ‚Strukturvielfalt‘ und ‚Fruchtartenvielfalt‘ abbilden.

Die Strukturvielfalt im Untersuchungsgebiet BGA 2 konnte lediglich für die in InVeKoS gemeldeten landwirtschaftlichen Flächennutzungen erfolgen. Bei diesen verfügten die Landschaftsbildgruppen ‚Strukturreiche, offene Flächen‘ und ‚Dauergrünland‘ über eine ausreichend hohe Randliniendichte von 617,14 m/ha bzw. 352,28 m/ha, um von einem Betrachter als angenehm empfunden zu werden (s. Tab. 16). Die Landschaftsbildgruppe ‚Acker und Intensivgrünland‘ mit 242,93 m/ha hingegen verfügte nicht über eine ausreichende Randliniendichte. Dies galt insbesondere auch für die Ackerschläge der BGA 2, die – gesondert betrachtet – eine Randliniendichte von 214,62 m/ha erlangten.

Tab. 16: Edge Density-Index von Landschaftsbildgruppen im Untersuchungsgebiet BGA 2

Landschaftsbildgruppe	Zugeordnete Landschaftskomponenten	Edge Density-Index [m/ha]
Acker und Intensivgrünland	Einjährige Ackerkulturen, Ackergras, Intensivgrünland	242,93
Dauergrünland	Artenreiches extensives Dauergrünland	352,28
Strukturreiche, offene Flächen	Heide, Moor, Brache, Säume, Raine, Ackerrandstreifen	617,14
Ackerschläge der BGA 2	Einjährige Ackerkulturen	214,62

Für die landschaftsbildrelevante Fruchtartenvielfalt der für die BGA 2 bewirtschafteten Ackerschläge wurde ein Shannon-Index von 0,859 ermittelt. In Anlehnung an ECKERT et al. (1999) wurde die Fruchtartenvielfalt auf Betriebsebene damit insgesamt als sehr gering eingestuft (s. Tab. 6, Kap. 3.2.3).

- Zusammenführung der Einzelbewertungen:

Die Landschaftsbildgruppe Acker- und Intensivgrünland verfügte nur über eine geringe Strukturvielfalt (s. Tab. 16), die in Kombination mit der insgesamt geringen Fruchtartenvielfalt zu einer Korrektur der Landschaftskomponentenbewertung um den Faktor -1/3 führte. Das flächengewichtete Mittel der Landschaftsbildbewertung im Untersuchungsgebiet BGA 2 betrug somit 2,3 und entsprach damit einem sehr geringen bis geringen landschaftsästhetischen Wert.

Vergleich der Fruchtartenvielfalt der Jahre 2013 und 1999 im Rahmen eines Szenarios

Der Shannon-Index der Fruchtartenvielfalt in diesem Szenario betrug im Jahr 1999 1,843. Die Fruchtartenvielfalt wurde demnach als durchschnittlich eingestuft. Um einen direkten Vergleich der Fruchtartenvielfalt zwischen 1999 und 2013 zu ermöglichen, wurden hier für das Jahr 2013 ebenfalls die Hauptfruchtarten betrachtet, die auf Grundlage der InVeKoS-Daten generiert wurden. In diesem Fall war der Shannon-Index der Fruchtartenvielfalt mit 1,698 ebenfalls als durchschnittlich einzustufen, lag aber geringfügig unter dem für das Jahr 1999 ermittelten Wert. Entgegen der ursprünglichen Annahme ergaben sich somit keine Unterschiede in der Landschaftsbildbewertung. Dies ist in erster Linie auf die Generalisierung der flächenspezifischen Kulturcodes zurückzuführen, die aber notwendig ist, um beide Anbaujahre zu vergleichen. Für die Bewertung auftretender Unterschiede anhand der vorliegenden Methode sollten für zukünftige Untersuchungen detailliertere Daten zur tatsächlichen Bewirtschaftung in den Vorjahren herangezogen werden. Diese konnten für das Jahr 1999 nicht einbezogen werden, weil InVeKoS erst seit 2005 GIS-unterstützt aufbereitet wird und die Abfrage bei einzelnen Landwirten im gesamten Untersuchungsgebiet im Vorhaben nicht leistbar war (vgl. auch Kap. 6).

3.4.3 Ergebniszusammenfassung

Die Tabellen Tab. 17 und Tab. 18 geben einen zusammenfassenden Überblick über die in Kap. 3.4.1 und 3.4.2 generierten Ergebnisse der Biodiversitäts- und Landschaftsbildbewertung auf den Beispielbetrieben. Dies soll jedoch nicht dem direkten Vergleich der beiden Anlagenstandorte dienen, sondern den Vergleich der Biodiversitäts- und Landschaftsbildbewertung von Status quo (Bezugsjahr 2013) und Szenario (Bezugsjahr 1999) ermöglichen und dadurch Rückschlüsse auf die Funktionalität der Methode zulassen.

Insbesondere im Falle der Biodiversitätsbewertung (s. Tab. 17) wird deutlich, dass die entwickelte Methode grundsätzlich gut geeignet ist, um auf der Basis einfach erhebbarer Indikatoren die Wirkung veränderter Anbautrends aufzuzeigen. So konnte zwar im Falle der BGA 1 keine Veränderung des differenzierten Biotopwerts festgestellt werden, weil die Veränderung der Anbauverhältnisse zwischen den Jahren 1999 und 2013 zu marginal waren, als dass sie eine Änderung der Biodiversitätsbewertung – d. h. eine Einstufung in z. B. die nächst höhere oder niedrigere Stufe auf der Biotopwertskala – bewirken würde (s. Tab. 13, Kap. 3.4.1.1). Denn der Anbauanteil von Mais nahm in der betrachteten Periode zwar zu und bringt damit eine subjektiv wahrgenommene höhere Diversifizierung der Fruchtfolge mit sich, die Anbauanteile anderer

Intensivkulturen wie Zuckerrübe oder Winterweizen nahmen aber ebenfalls zu und zwar zu Lasten von ohnehin unterrepräsentierten Kulturen wie beispielsweise Roggen. Im Falle der BGA 2 wurde für das Jahr 1999 ein differenzierter Biotopwert von 1,2 modelliert, während für das Jahr 2013 ein Wert von 1,1 ermittelt wurde. Hierin wird die Verschiebung von Anbauanteilen im Landkreis Emsland deutlich: Während sich die höchsten Anbauanteile einer Kultur im Jahr 1999 noch annähernd gleichmäßig auf drei Hauptfruchtarten zu jeweils etwa 20 % verteilte (Kartoffel, Mais, Sommergerste), lag der höchste Anbauanteil im Jahr 2013 bei nur noch einer Kultur (Mais) mit etwa 51 % (s. Tab. 15, Kap. 3.4.2.1).

Bei BGA 2 fällt weiterhin auf, dass der auf den flächenspezifischen InVeKoS-Kulturcodes für das Jahr 2013 basierende differenzierte Biotopwert (1,3) höher ist als der auf generalisierten Daten beruhende differenzierte Biotopwert (1,1) für dasselbe Jahr. Dies ist ausschließlich auf die Generalisierung der Kulturcodes zurückzuführen und verdeutlicht, dass für weitere Untersuchungen und Bewertungen von Anbautrends insbesondere auf der Betriebsebene eine detaillierte Abfrage der tatsächlichen Bewirtschaftungsdaten aus Vorjahren notwendig ist.

Tab. 17: Vergleichende Übersicht der Biodiversitätsbewertung von BGA 1 und BGA 2 für den Status quo und die Szenarien für die Jahre 2013 und 1999

	Status quo	Szenario	
	Biodiversität ^a	Biodiversität 2013 ^b	Biodiversität 1999 ^c
BGA 1	1,2	1,2	1,2
BGA 2	1,3	1,1	1,2

^a Ermittlung auf Grundlage der flächenspezifischen InVeKoS-Kulturcodes für das Jahr 2013

^b Ermittlung auf Grundlage der zu Hauptfruchtarten generalisierten InVeKoS-Kulturcodes für das Jahr 2013

^c Ermittlung auf Grundlage der Hauptfruchtarten und deren Anbauanteilen entsprechend der Agrarstatistik 1999 (vgl. Destatis 2015).

Im Rahmen der Landschaftsbildbewertung sind keine auf der angelegten Skala messbaren Unterschiede zwischen dem Status quo und den Szenarien erkennbar. Dies ist einerseits auf die Generalisierung der Datengrundlage, d. h. von InVeKoS-Kulturcodes zu Hauptfruchtarten in Anlehnung an die Agrarstatistik, zurückzuführen. Andererseits wird an dieser Stelle das Zusammenspiel einzelner Schläge mit der umgebenden Landschaft bzw. der Einfluss der umgebenden Landschaft deutlich, da das Landschaftsbild nicht allein auf der Schlag- oder Betriebsebene durch den Anbau bestimmter Fruchtarten beeinflusst werden kann.

Tab. 18: Vergleichende Übersicht der Landschaftsbildbewertung von BGA 1 und BGA 2 (inkl. umgebender Landschaft) für den Status quo und die Szenarien für die Jahre 2013 und 1999

	Status quo	Szenario	
	Landschaftsbild ^a	Landschaftsbild ^b	Landschaftsbild ^c
BGA 1	2,4	2,4	2,4
BGA 2	2,3	2,3	2,3

^a Ermittlung auf Grundlage der flächenspezifischen InVeKoS-Kulturcodes für das Jahr 2013

^b Ermittlung auf Grundlage der zu Hauptfruchtarten generalisierten InVeKoS-Kulturcodes für das Jahr 2013

^c Ermittlung auf Grundlage der Hauptfruchtarten und deren Anbauanteilen entsprechend der Agrarstatistik 1999 (vgl. Destatis 2015)

3.5 Validierung der modellierten schlagspezifischen Biodiversitätswerte auf Grundlage von Erfassungen im Gelände

Um die auf der Grundlage von Kap. 3.2 modellierte flächenspezifische Biodiversitätsbewertung zu validieren, wurden auf beiden Beispielbetrieben die Ackerwildkrautflora der Schläge und die dazugehörigen Bewirtschaftungsdaten erfasst. Dies diente zugleich als vorbereitender Schritt für die Implementierung der Bewertungsmethode in die Ökobilanzierungssoftware Umberto (s. Kap. 5).

3.5.1 Erfassung der Ackerwildkrautflora

Die Erfassung der Pflanzenartenvielfalt erfolgte für beide Beispielbetriebe auf allen Ackerschlägen, die im Untersuchungszeitraum unmittelbar für die Biomassenutzung in den Biogasanlagen bestellt wurden. Um die Wirkung einer typischen Fruchtfolge im Untersuchungsgebiet abbilden zu können, wurden weitere Flächen der Betriebe in die Untersuchung einbezogen. Diese Zusatzflächen wurden nicht unmittelbar für die jeweilige Biogasanlage bewirtschaftet.

Jeder Ackerschlag wurde im Feldinneren mit etwa 3 m Abstand zu den umgebenden Randstrukturen auf einem den kompletten Schlag umfassenden Transekt umrundet. Durch diesen Abstand zu den Randstrukturen sollten sich Grenzlinieneffekte durch angrenzende Vegetationsbestände vermeiden lassen (vgl. BASTIAN 1999). Auf einer Breite von 2 m (jeweils 1 m links und rechts des Transekts) wurden alle Gefäßpflanzenarten vollständig erfasst. Die Kartierungen erfolgten im Juni/Juli 2013, August/September 2013 sowie für BGA 2 nochmals im August 2014 (ausschließlich Zusatzflächen).

Aus der resultierenden Gesamtartenliste wurden auf Grundlage von KORNECK & SUKOPP (1988) typische Arten der Ackerwildkrautflora identifiziert. Diese Gruppe umfasst alle Arten, die ein Schwerpunkt-, Haupt- oder Nebenvorkommen in der Formation „Ackerunkraut- und kurzlebige Ruderalvegetation“ zeigen. Die so ermittelten Artenzahlen wurden mit dem Ergebnis der Modellierung abgeglichen.

3.5.2 Erhebung von Bewirtschaftungsdaten

Für die Erhebung der Bewirtschaftungsfaktoren wurde ein flächen- und fruchtartenspezifischer Fragebogen entwickelt, der den am Projekt teilnehmenden Biogasanlagenbetreibern und deren Zulieferern übergeben wurde. Um gängige Indikatoren zur Darstellung von Zusammenhängen des landwirtschaftlichen Anbaus für die Biogasproduktion und der Artenvielfalt bzw. dem Landschaftsbild zu nutzen, stützte sich dieser Fragebogen auf die einschlägige Fachliteratur (u. a. URBAN et al. 2011, RODE und KANNING 2010, WIEHE et al. 2010, VON HAAREN et al. 2008, GUINÉE et al. 2006, NEMECEK et al. 2005, KALTSCHMITT & REINHARDT 1997). Die hier verwendeten fruchtarten- und schlagspezifischen Indikatoren können Tab. 19 entnommen werden.

Im Falle unvollständig ausgefüllter Fragebögen wurde der Datensatz für einzelne Ackerschläge – wenn möglich und plausibel – mit Daten von Fachbehörden ergänzt. Dies betraf vor allem Standortparameter wie die Ackerzahl, Bodentyp/-art oder auch den Grundwasserflurabstand, die alle dem Niedersächsischen Bodeninformationssystem (NIBIS, vgl. LBEG 2015) entnommen werden konnten. Bei fehlenden Angaben von Bewirtschaftungsparametern wurde – wenn nötig – auf Daten des KTBL zurückgegriffen.

Tab. 19: Für die Bewertung potenzieller Wirkungen auf die Biodiversität ermittelte Kriterien und Indikatoren

Kriterium	Indikatoren
Standort	<ul style="list-style-type: none"> - Schlaggröße [ha] - Ackerzahl - Bodentyp - Bodenart - Humusbilanz [\pm kg Humus-C/ha*a] - Grundwasserflurabstand [m] - Bewirtschaftungshistorie der Fläche - Entfernung zur BGA [km] - Besonderheiten des Standorts, z. B. Hang- oder Niederungslage
Bewirtschaftung	<ul style="list-style-type: none"> - Hauptfrucht - Vorfrucht - Flächenertrag [t FM/ha] - Anzahl Fruchtfolgeglieder - Typische Fruchtfolge inkl. Untersaaten, Zwischenfrüchte - Schlagbilanz (NPK) [kg/ha*a] - Düngemiteleinatz: <ul style="list-style-type: none"> - Menge - Art - Produkt - Bezugsquelle - Enthaltene Reinnährstoffe - Ausbringungstechnik - Zeitraum der Ausbringung - Pflanzenschutzmitteleinsatz: <ul style="list-style-type: none"> - Art - Stoffgruppe/Produkt - Ausbringung/Arbeitsgänge pro Jahr und Fläche - Menge [l/ha] - Zeitraum der Ausbringung - Bodenbearbeitung: <ul style="list-style-type: none"> - Art - Zeitpunkt - Aussaatverfahren - Reihenabstand - Saatedichte - Besonderheiten, z. B. bodendruckmindernde Maßnahmen - Arbeitsgänge <ul style="list-style-type: none"> - Anzahl - Eingesetzte Maschinen inkl. Leistungseinheit, Fassungsvermögen, Breite
Biodiversitätsleistungen	<ul style="list-style-type: none"> - Teilnahme am Niedersächsischen Agrarumweltprogramm (NAU) inkl. Maßnahmen - Naturschutzmaßnahmen, die nicht aus dem NAU-Programm gefördert werden, z. B. nicht eingesäte Vorgewende - Pflege von Saumbiotopen, u. a. <ul style="list-style-type: none"> - Zeitpunkt - Mahdhöhe - Abtransport des Mahdgutes

3.5.3 Modellvalidierung am Beispiel BGA 1

In einer qualitativen Modellvalidierung wurden die im Modell genutzten Indikatoren (Anbauweise und Fruchtart, Standort, Landschaftsheterogenität; s. Kap. 3.2) den für die Artenvielfalt auf den Beispielbetrieben ausschlaggebenden Indikatoren (Bewirtschaftungsfaktoren) gegenübergestellt. Um diese ausschlaggebenden Indikatoren zu ermitteln, wurde für beide Betriebe eine Random Forest-Analyse durchgeführt, in der die Wichtigkeit der einzelnen Indikatoren in Bezug auf die Artenzahl der Ackerwildkrautflora herausgestellt wurde. Random Forest ist ein statistisches Klassifikationsverfahren, das auf Grundlage der betrachteten Variablen voneinander unabhängige (unkorrelierte) Entscheidungsbäume erstellt (CUTLER et al. 2007). Diese Analyse diente zum einen der Untermauerung der im Modell gewählten Biodiversitätsindikatoren, zum anderen konnte auf dieser Grundlage der Indikatorenkatalog für weiterführende Untersuchungen verschlankt werden.

Für die BGA 1 ergab die Random Forest-Analyse folgende Reihenfolge der 10 wichtigsten Indikatoren für die Artenvielfalt der Ackerwildkrautflora:

Anzahl der Arbeitsgänge > Ackerzahl > Vielfalt nicht technischer Biotoptypen > Bodentyp > Randliniendichte > Flächengröße > Fruchtart > Anzahl der Herbizideinsätze > Ertrag > Häufigkeit des PSM-Einsatzes.

Als weniger wichtige Indikatoren im Bereich der BGA 1 wurden beispielsweise der Zeitpunkt der Bodenbearbeitung, die Art der Bodenbearbeitung, das Aussaatverfahren oder auch die Vorfrucht eingestuft.

Die Random Forest-Analyse ergab, dass die bisher im Modell genutzten Indikatoren (s. Kap. 3.2) auch auf dem Beispielbetrieb BGA 1 eine entscheidende Rolle spielen. Anhand einer Random Forest-Analyse lässt sich jedoch keine quantitative Aussage zur Gewichtung einzelner Indikatoren treffen. Im vorliegenden Fall hingen zudem viele Indikatoren (insbesondere die Bewirtschaftungsfaktoren) miteinander zusammen und waren dadurch in der Vorhersage ersetzbar. Das heißt, es konnten keine signifikanten Aussagen über die quantitative Wirkung eines einzelnen Indikators auf die Artenvielfalt der Ackerwildkrautflora getroffen werden. Dies trifft beispielsweise auf die Indikatoren ‚Anzahl der Arbeitsgänge‘, ‚Häufigkeit des Pflanzenschutzmitteleinsatzes‘ und ‚Ertrag‘ zu, die alle stark miteinander korreliert waren. Zudem erklärt das Resultat der Random Forest-Analyse, d. h. die Reihenfolge der Indikatoren nach ihrer Bedeutung, hier lediglich eine Varianz von etwa 22 %. 78 % der Varianz konnten somit nicht erklärt werden.

Im Anschluss an diese qualitative Validierung erfolgte daher auch eine quantitative Validierung der modellierten Biotopwerte und der ihnen zugeordneten Artenzahlen. Hierfür wurden die auf den Ackerschlägen erfassten Artenzahlen der Ackerwildkräuter mit den modellierten Artenzahlen verglichen:

Im Untersuchungsgebiet BGA 1 wurden im Rahmen der Kartierungen 32 Ackerschläge mit einer durchschnittlichen Flächengröße von 5,1 ha untersucht. Aufgrund des Zusammenhangs von Artenzahlen und Flächengröße (Art-Areal-Beziehung, vgl. MACARTHUR & WILSON 1967) können die Kartierergebnisse nicht direkt für einen Vergleich mit den im Modell angenommenen potenziellen Artenzahlen herangezogen werden. Denn die im Modell hinterlegte Bewertungsskala bezieht sich auf Artenzahlen von 100 m²-Probeflächen (s. Kap. 3.2.2). Es ist jedoch nicht das Ziel der Modellierung, punktgenaue Artenzahlen mit hoher Genauigkeit vorherzusagen. Es geht vielmehr darum, die möglichen auftretenden Artenzahlspannen einordnen zu können und die

Relationen zwischen verschiedenen Anbauweisen (KL, ÖL) und Anbauverfahren sowie Fruchtarten abzuschätzen.

Um die modellierten Artenzahlen annähernd mit den in der Fläche gefundenen Artenzahlen vergleichen zu können und den Einfluss der Flächengröße auf die Artenzahlen besser einschätzen zu können, wurden daher auf fünf zufällig ausgewählten Schlägen der BGA 1 außer der Transektkartierung eines kompletten Schlages (s. Kap. 3.5.1) auch Teil-Transektkartierungen durchgeführt. Hierfür wurden pro Schlag zwei 50 m-Transekte entlang des Komplet-Transekts gelegt und auf einer Breite von 2 m (jeweils 1 m links und rechts des Transekts) alle Gefäßpflanzenarten erfasst. Dadurch ergab sich pro 50 m-Transekt eine Kartierfläche von 100 m², was eine bessere Vergleichbarkeit der Kartier- und Literaturdaten ermöglicht. Als Ergebnis kann festgehalten werden, dass die auf den Teil-Transekten aufgenommenen Artenzahlen etwa 1/5 der auf dem kompletten Schlag kartierten Artenzahlen entsprachen. Dieses Verhältnis konnte sowohl für die Gesamtartenzahl als auch für die Anzahl der typischen Ackerwildkrautarten festgestellt werden.

Für die Einordnung der Kartiererergebnisse (s. Anhang) im Vergleich zu modellierten Artenzahlen wurden erstere dementsprechend um den für den Anlagenstandort ermittelten Faktor korrigiert. Somit ergaben sich für die Ackerschläge im Untersuchungsgebiet BGA 1 durchschnittlich $3,8 \pm 1,4$ Ackerwildkrautarten (Minimum 1,0; Maximum 7,4) bezogen auf eine Vegetationsaufnahme von 100 m².

Die durchschnittliche fruchtartenspezifische Artenzahl der Ackerwildkräuter in Mais betrug demnach $4,5 \pm 1,4$, in Winterweizen $3,0 \pm 1,6$, in Zuckerrübe $3,8 \pm 0,9$ und in Sommerweizen 3,4 (Einzelwert). Dies entspricht einem modifizierten Biotopwert von 1,0 im Falle der minimalen Artenzahl und einem modifizierten Biotopwert von 1,2 im Falle der maximalen Artenzahl. Anhand der differenzierten Biotopwertskala lassen diese Ergebnisse auf intensiv bewirtschaftete, konventionelle Ackerschläge schließen, die ein hohes Risiko für die Biodiversität aufweisen. Dies entspricht den Erwartungen an einen Hohertragsstandort wie er im Bereich von BGA 1 vorliegt.

Insgesamt liegen die erfassten Artenzahlen im unteren Bereich der vom Modell für diese Rahmenbedingungen geschätzten Artenzahlen (s. Abb. 3, Kap. 3.2.2). D. h. im Fall der BGA 1 überschätzt das Modell die vorkommenden Artenzahlen leicht. Die im Modell angenommene Differenzierung von Fruchtarten mit hohem bzw. mittlerem Risiko für die Biodiversität lässt sich anhand der Kartiererergebnisse nicht bestätigen. Dies könnte zum einen auf die zu geringe Stichprobe von Fruchtarten mit mittlerem Risiko für die Artenvielfalt zurückzuführen sein – in der Stichprobe befand sich lediglich ein Schlag mit Sommerweizen –, zum anderen könnten weitere Parameter, die für die potenzielle Artenzahl von Bedeutung sind, bisher nicht im Modell berücksichtigt worden sein.

Um diesem Umstand Rechnung zu tragen, wurde in einem nächsten Schritt mit den als wesentlich im Zusammenhang mit der Artenzahl der Ackerwildkrautflora identifizierten Indikatoren aus der Random Forest-Analyse (s.o.) eine sequenzielle multiple lineare Regressionsanalyse durchgeführt. Regressionsanalysen dienen dazu, Beziehungen zwischen einer abhängigen und einer oder mehreren unabhängigen Variablen zu modellieren. Multiple Regressionen werden insbesondere verwendet, wenn Zusammenhänge quantitativ zu beschreiben oder Werte der abhängigen Variablen zu prognostizieren sind (BACKHAUS et al. 2006). Im vorliegenden Fall sollten mit Hilfe der Regressionsanalyse mögliche Zusammenhänge zwischen der Artenzahl der Ackerwildkrautflora (abhängige Variable) und den erhobenen Standort- und Bewirtschaftungsfaktoren (unabhängige Variablen) quantitativ beschrieben werden.

Anhand einer Korrelationsanalyse wurden diejenigen Indikatoren identifiziert, die starke Korrelationen untereinander zeigten und so zu einer undeutlichen Beschreibung des Zusammenhangs von Artenzahl und Standort- sowie Bewirtschaftungsfaktoren beitrugen. Innerhalb einer Gruppe korrelierender Indikatoren wurde derjenige Indikator stellvertretend für die Gruppe in das lineare Modell eingespeist, der den stärksten Zusammenhang mit der abhängigen Variable (Artenzahl der Ackerwildkrautflora) aufwies.

Im Ergebnis entstand die folgende lineare Regressionsgleichung (s. Gl. 4), die den Zusammenhang von Artenzahlen der Ackerwildkrautflora und Bewirtschaftungsfaktoren sowie landschaftlichen und standörtlichen Rahmenbedingungen für den Anlagenstandort BGA 1 beschreibt ($n = 31$, $r^2 = 0,357$):

$$\ln(A) = 5,585 - 0,015B - 0,018C + 0,268D - 0,029\ln(E) + 0,007F - 1,028G \quad (\text{Gl. 4})$$

A = Anzahl Ackerwildkrautarten; B = Anzahl Arbeitsgänge; C = Ackerzahl; D = Vielfalt nicht technischer Biotoptypen (Shannon-Index); E = Schlaggröße [m^2]; F = Ertrag [t FM/ha]; G = Fruchtartenvielfalt (Shannon-Index)

Etwa 36 % der Varianz des Funktionswertes lassen sich somit durch das Hinzuziehen der o.g. Informationen bzw. unabhängigen Variablen erklären. 64 % der Varianz lassen sich dementsprechend nicht über dieses lineare Modell erklären. Dies ist aber im Vergleich zu anderen Studien, die sich mit der Quantifizierung verschiedener Einflussparameter auf die Artenvielfalt in definierten Biotoptypen befassen (z. B. für Hecken: LE COEUR (1997): 7 % erklärte Varianz), als vergleichsweise hoher Erklärungswert einzustufen.

Die bisher im literaturbasierten Modell (s. Kap. 3.2) angenommenen Bewirtschaftungsfaktoren konnten auch auf den Einzelfall BGA 1 bezogen als wichtige Indikatoren identifiziert werden. So lässt sich der Standort über die Variable ‚Ackerzahl‘ beschreiben. Die Landschaftsheterogenität in Form der Shannon-Indizes zur Vielfalt nicht technischer Biotoptypen und Fruchtartenvielfalt ist ebenfalls als Variable enthalten. Im literaturbasierten Modell konnte die Landschaftsheterogenität lediglich als Setzung berücksichtigt werden, weil die Ableitung eines quantitativen Zusammenhangs auf Grundlage der Literatur nicht möglich war. Diese Quantifizierung wurde nun mittels der linearen Regression – zumindest für den Einzelfall BGA 1 – getestet und im Rahmen der Methodenintegration in Umberto genutzt.

Weitere Variablen zur Beschreibung der Artenzahl der Ackerwildkrautflora mittels Regression sind die Anzahl der Arbeitsgänge und der Ertrag, die beide die angebaute Fruchtart repräsentieren. Letztere findet sich als Indikator auch im literaturbasierten Modell wieder. Die einzige Variable, die im literaturbasierten Modell bisher nicht ausreichend abgebildet werden konnte, ist die Flächengröße bzw. variierende Flächengrößen. Diese Variable konnte über die Regression nun ebenfalls berücksichtigt werden.

Die anhand der o. g. Regressionsgleichung für die untersuchten Ackerschläge ermittelten Artenzahlen der Ackerwildkrautflora zeigen Abweichungen von der tatsächlich erfassten Artenzahl. Diese wird anhand der Regressionsgleichung in einigen Fällen unterschätzt, in anderen überschätzt, was jedoch nicht auf grundsätzliche Fehlannahmen im Modell schließen lässt. So liegt für 47 % der betrachteten Ackerschläge eine Abweichung von ± 1 bis 4 Arten vor. Für weitere 43 % der Ackerschläge wurde eine abweichende Artenzahl von ± 5 bis 9 Arten ermittelt. Lediglich für 3 Ackerschläge (9 %) beträgt die Abweichung zwischen geschätzten und tatsächlich vor Ort erfassten Artenzahlen ± 10 bis 14 Arten. Diese größeren Abweichungen lassen sich bisher

jedoch nicht auf einen gemeinsamen Trend zurückführen (z. B. Unterschätzung auf Schlägen mit hohen Artenzahlen).

Aufgrund ihres eindeutigen Bezugs zu schlagspezifischen Daten, die zur Bewertung anderer Wirkungskategorien auch in der klassischen Ökobilanzierung genutzt werden, eignet sich die o.g. Regressionsgleichung ebenso wie das Biotopwertkonzept als Bindeglied zur ökobilanziellen Bewertung in Umberto (s. Kap. 5).

4 Integration der Methoden zur Biodiversitäts- und Landschaftsbildbewertung in das Betriebsmanagementsystem MANUELA

Die in Kap. 3 entwickelten Methoden und Indikatoren wurden als Tools (Bewertungsmethoden) in das OpenJUMP-PlugIn MANUELA (Management Naturschutz für eine nachhaltige Landwirtschaft) implementiert.

MANUELA ist ein Open Source System für das Betriebsmanagement und die Naturschutzberatung auf landwirtschaftlichen Betrieben, das am Institut für Umweltplanung entwickelt wurde (<http://www.umwelt.uni-hannover.de/manuela.html>). Das System arbeitet unter Einsatz eines speziell angepassten Geoinformationssystems (GIS) und ermöglicht die Erfassung von Biotopen, Arten und Standorten sowie ihre Bewertung anhand fachspezifischer Methoden (z. B. Biotopbewertung, Biotopverbundbewertung, Bewertung des Biotopentwicklungspotenzials) (vgl. u. a. VON HAAREN et al. 2008, BLUMENTRATH 2010). Durch die Implementierung der entwickelten Methoden in MANUELA wird die Optimierung eines nachhaltigen Betriebsmanagements unterstützt.

Im Folgenden wird die Funktionalität des im Rahmen dieses Projekts entwickelten Tools zur Biodiversitätsbewertung anhand des Beispielsbetriebs BGA 1 erläutert:

- Abb. 8a zeigt einen Luftbildausschnitt des Untersuchungsgebiets BGA 1. Die darauf markierten Schläge wurden für die BGA 1 bewirtschaftet. Abb. 8b zeigt die in MANUELA digitalisierten Biotoptypen im Bereich dieser Schläge.

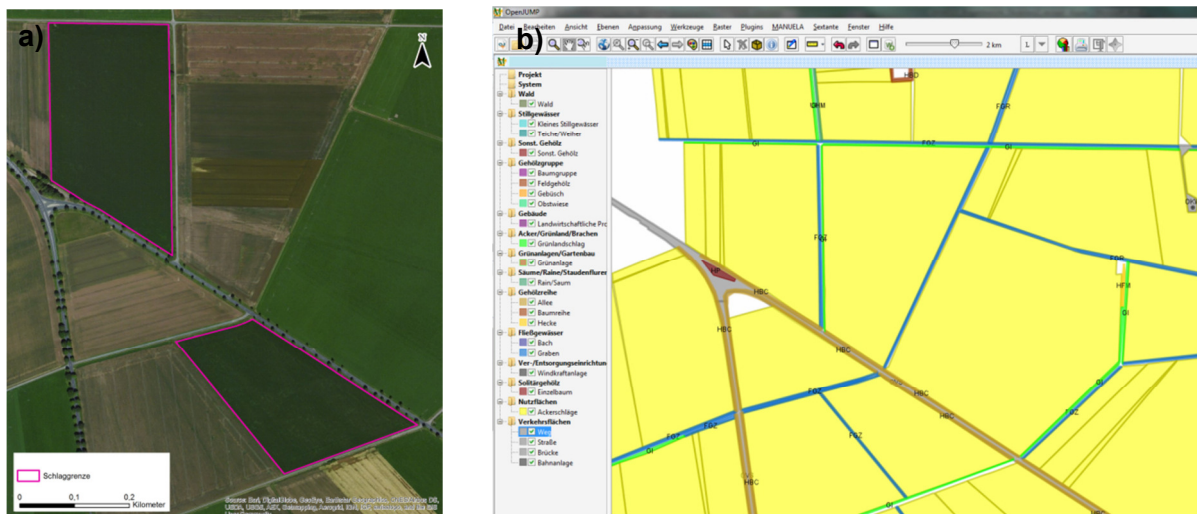


Abb. 8: a) Luftbild Teilbereich Untersuchungsgebiet BGA 1 (Bildquelle Kartengrundlage: Esri, DigitalGlobe, GeoEye, Earthstar geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AEX, Getmapping, Aerogrid, IGN, IGP, swisstopo, and the GIS User Community 2016); b) Biotoptypen Teilbereich Untersuchungsgebiet BGA 1 in MANUELA (Datengrundlage: SLA Niedersachsen 2013, LRP Hildesheim 1993, eigene Kartierungen)

- Um die schlagbezogene Bewertung auf Basis der in Kap. 3.2 genannten Indikatoren anzu stoßen, müssen zunächst über eine Eingabemaske die notwendigen Schlagattribute hinterlegt werden. Dies sind Angaben zur Bewirtschaftung (z. B. Anbauweise, Fruchtart) und zum Standort (z. B. Bodenpunkte) (s. Abb. 9). Zusätzlich ist die Angabe von weiteren Parametern

(z. B. Grundwasserflurabstand) möglich bzw. notwendig, wenn auch andere Tools als das Biodiversitätstool für Ackerschläge genutzt werden sollen.

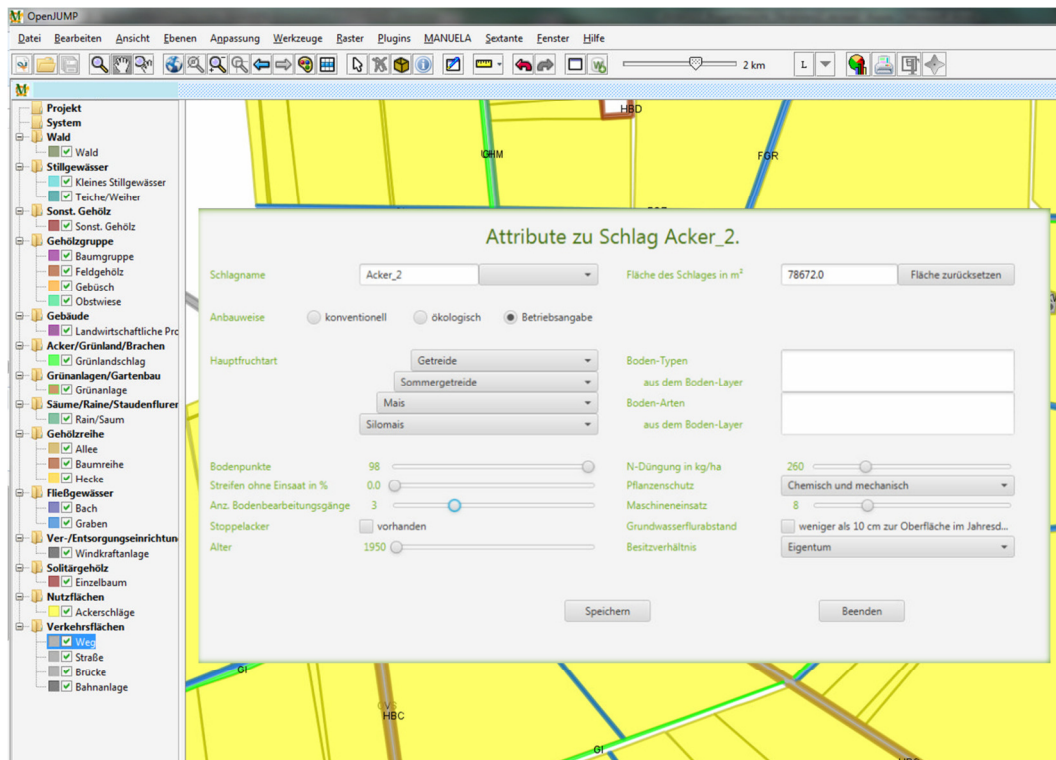


Abb. 9: Eingabemaske für die Anlage von Schlagattributen

- Abb. 10 vermittelt einen Eindruck des Menü-Aufbaus von MANUELA in OpenJUMP (The JUMP Pilot Project 2008) zum Einstieg in die unterschiedlichen Bewertungstools. Die im Rahmen des vorliegenden Projektes implementierte Toolbox ist die ‚Biodiversität Toolbox‘.

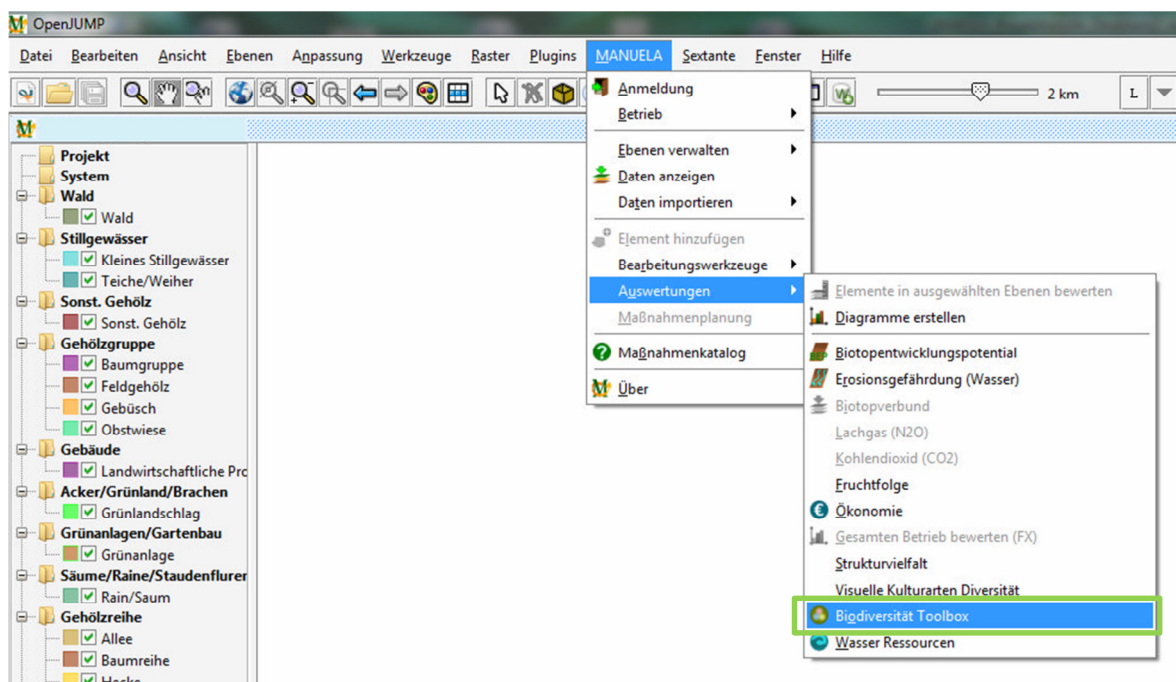


Abb. 10: Menü-Aufbau des Plugins MANUELA in OpenJUMP

- Abb. 11 zeigt die Eingabemaske des Biodiversitätstools. Für die Berechnung des differenzierten Biotopwerts können hier die in Kap. 3.2.3 erläuterten Shannon-Indizes zur Beschreibung der Landschaftsheterogenität direkt berechnet werden, sofern die benötigten digitalen Datengrundlagen vorliegen. Ist dies nicht der Fall, können Schätzwerte (hoch, mittel, gering) für beide Indikatoren eingesetzt werden. Hierfür wurden von MATTHIES et al. (2016) Referenzzustände erarbeitet.
- Das Tool benötigt die Angabe von Standortinformationen in Form des Ackerbiototyps (s. Kap. 3.2.2). Diese Eingabe kann variiert werden, je nachdem, ob Bodendaten in digitaler Form vorliegen oder nicht. Im ersteren Fall greift das System direkt auf diese digitalen Daten zu, um den Ackerbiototyp aus den Bodenklassen, Bodentypen oder Bodenarten einer digitalen Karte zu schätzen (Auswahl ‚abgeleiteter Bodentyp‘). Für den Fall, dass keine digitale Bodenkarte vorliegt, ist eine direkte Eingabe des Ackerbiotyps (z. B. Kalkacker, basenreicher Lehm-/Tonacker) über ein Dropdown-Menü möglich.

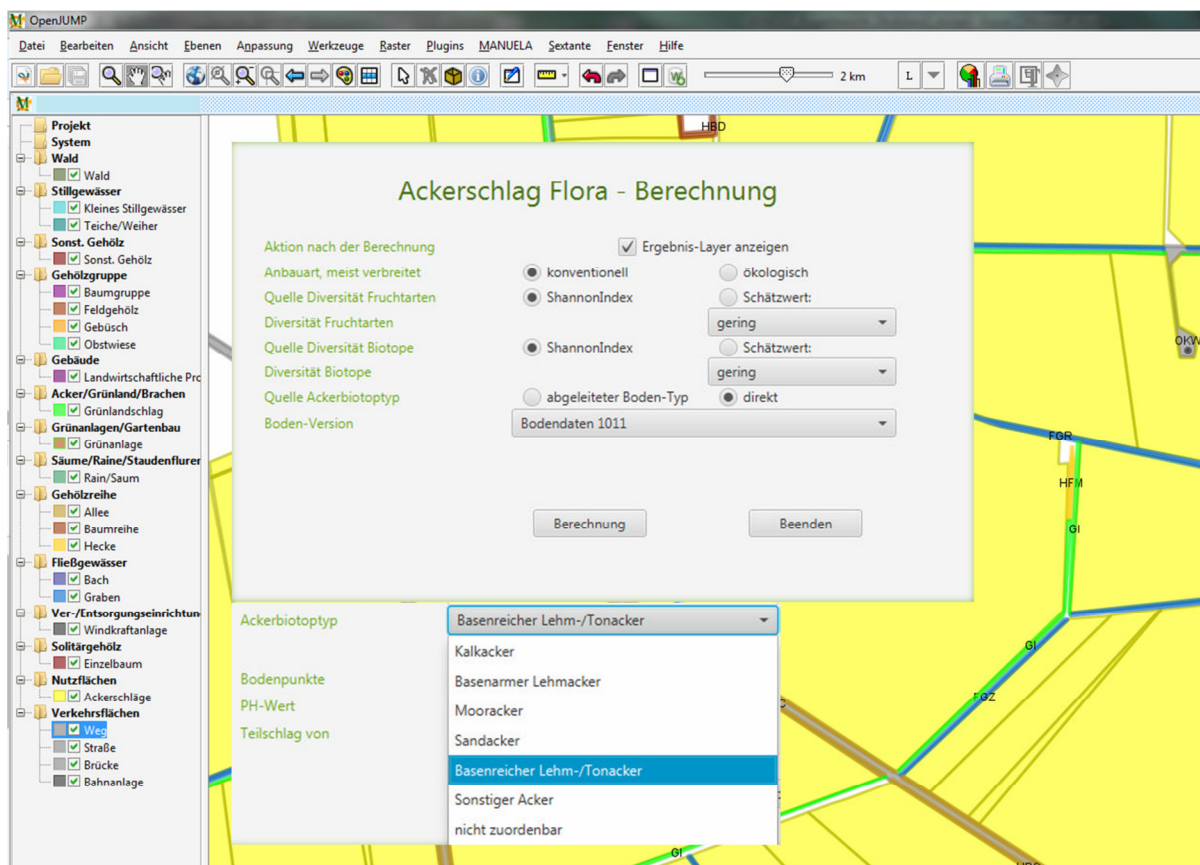


Abb. 11: Eingabemaske für die Biodiversitätsbewertung in MANUELA

- Abb. 12 stellt das mit MANUELA erzeugte Ergebnis der Biodiversitätsbewertung für einen Ausschnitt des Untersuchungsgebiets BGA 1 dar. Die Ausgabe des einzelschlagbezogenen Ergebnisses erfolgt nach Anwahl des jeweiligen Acker Schlag. Als Ergebnis werden sowohl der ermittelte differenzierte Biotopwert als auch die damit potenziell verbundene Artenvielfalt der Ackerbegleitflora dargestellt. Zusätzlich wird eine Beschreibung des Zahlwertes der differenzierten Biotopbewertung ausgegeben. Um die Bewertungsgrundlagen nachvollziehen zu können, wird ein entsprechender Report ausgegeben, der gleichzeitig über ggf. fehlende Datengrundlagen informiert. Fehlende Datengrundlagen führen zu einem schlechteren Bewer-

tungsergebnis, weil das System in diesem Fall vom *Worst Case* der Ausgangsbedingungen ausgeht (z. B. Intensivkultur auf dafür ungeeignetem Standort).

- Für die kartographische Ergebnisdarstellung werden die in Dezimalschritten ausgegebenen Bewertungsklassen zu 6 Klassen zusammengeführt, von einem sehr geringen differenzierten Biotopwert (0,1 – 0,9) bis hin zu einem optimalen differenzierten Biotopwert (5,0 – 5,9).

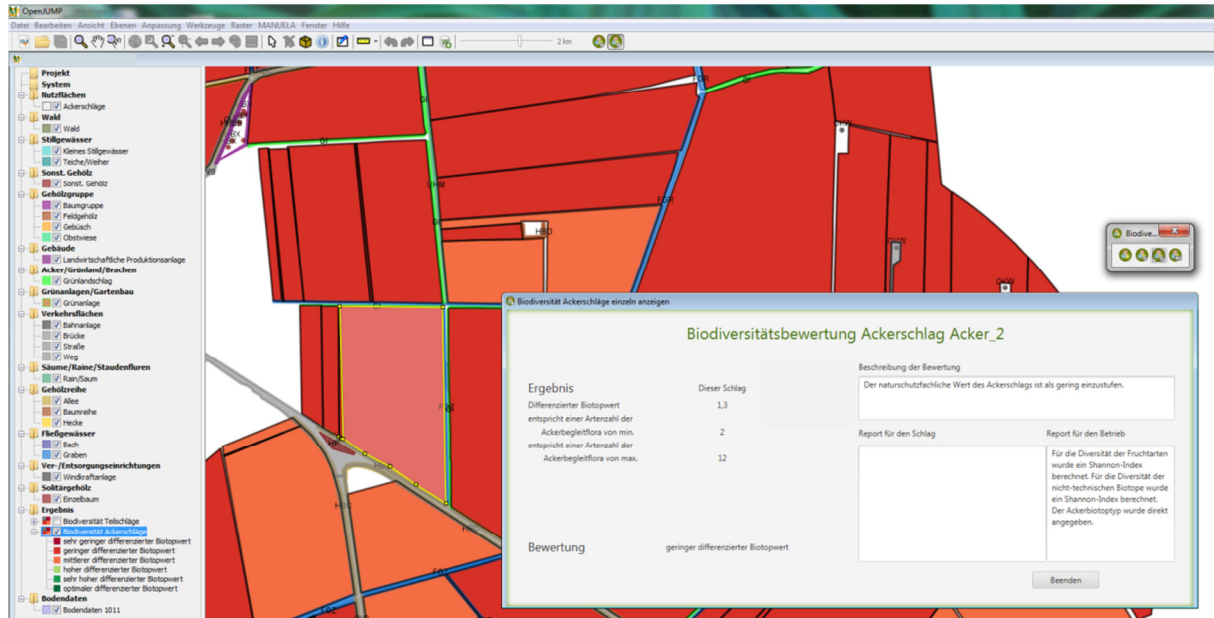


Abb. 12: Ergebnis der Biodiversitätsbewertung auf Schlagebene für einen Teilbereich des Untersuchungsgebiets BGA 1

Im Folgenden werden die Möglichkeiten einer Verwendung der beschriebenen Methoden im Rahmen der Ökobilanzierung mit der Software Umberto geprüft.

5 Integration der schlagspezifischen Biodiversitätsbewertung in die Ökobilanzsoftware Umberto zur Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Produktionssysteme

5.1 Programmtechnische Ausgangsbasis

In diesem Abschnitt wird am Beispiel der Wirkungskategorie Biodiversität beschrieben, wie die zuvor entwickelten standortabhängigen Bewertungsansätze in die Ökobilanzsoftware Umberto integriert werden können, so dass die Bewertung der potenziellen Umweltwirkungen landwirtschaftlicher Produktionssysteme um schlagspezifische Aspekte ergänzt wird.

In dem vorhergehenden Vorhaben (vgl. SCHMEHL et al. 2012) wurde für die Modellierung der Produktionssysteme und die Berechnung der potenziellen Umweltwirkungen das Softwaretool Umberto in der Version 5.6 mit der zusätzlichen Datenbank Ecoinvent 2.2 verwendet. Umberto 5.6 wurde auch hier als Grundlage für die Implementierung genutzt, da diese Version bei Projektbeginn den aktuellen Stand der Technik repräsentierte und auf die bereits bestehenden Stoffstrommodelle zurückgegriffen werden konnte. Ergänzend ist zu erwähnen, dass im Jahr 2013 die nachfolgende Version Umberto NXT Universal erschienen ist. Die dazugehörige technische Plattform war jedoch im Vergleich zu Umberto 5.6 komplett neu. Ein Import der Projekte von Umberto 5.6 in Umberto NXT Universal war zwar grundsätzlich möglich, eine uneingeschränkte Kompatibilität konnte allerdings nicht gewährleistet werden.

Ausgangsbasis für die in diesem Vorhaben beschriebene Integration der schlagspezifischen Biodiversitätsbewertung waren die in SCHMEHL et al. (2012) erstellten Stoffstrommodelle der Biogasanlagen. Ein Stoffstromnetz dient der Modellierung von Strömen und Transformationen von Energie und Stoffen. Somit werden über Stoffstrommodelle in erster Linie diejenigen potenziellen Umwelteffekte erfasst, die auf Energie- und Stoffströme zurückzuführen sind. Bezüglich der Wirkungskategorien Biodiversität und Landschaftsbild sind eindeutige Zusammenhänge zwischen Wirkung und Stoff- und Energiestrom aufgrund der räumlichen Abhängigkeiten schwierig herzustellen. Zumindest ist eine georeferenzierte Analyse – wie in diesem Vorhaben durchgeführt – unabdingbar.

Über ein Geoinformationssystem – wie beispielsweise OpenJUMP mit dem Plug-In MANUELA – wurde nun ermöglicht, standortabhängige Parameter in Umberto einzupflegen und für landwirtschaftliche Produktionssysteme schlagbezogene Wirkungsindikatorwerte zu berechnen. Am Beispiel der Auswirkungen auf die Biodiversität wird in den folgenden Abschnitten ausgeführt, welche Optionen der programmtechnischen Implementierung bestehen und in welchen Bewertungsansätzen die in Kap. 3.2 beschriebenen Methoden für die Wirkungskategorie Biodiversität umgesetzt worden sind. Abschließend wird eine beispielhafte Anwendung der Implementierungsansätze anhand der Ackerschläge im Untersuchungsgebiet BGA 1 durchgeführt.

Stoffstrommodelle werden in Umberto auf Basis der Petri-Netz-Theorie erstellt, d. h. mit Hilfe der Elemente Stelle (P), Transition (T) und Verbindung (A) definiert (SCHMIDT & SCHORB 1995). In SCHMEHL et al. (2012) und SCHMIDT & SCHORB (1995) sind die Funktionen der einzelnen Elemente bei der Gestaltung des Stoffstromnetzes beschrieben.

Da die Bewertung der Biodiversität auf der Schlagebene durchgeführt werden sollte und die benötigten Informationen demzufolge für die einzelnen Schläge erfasst worden sind, wurde für die Modellierung des Stoffstromnetzes in Umberto jeder einzelne Schlag in einer eigenen Transition

bzw. einem eigenen Subnetz spezifiziert. Zur Spezifikation der Transition stehen u. a. die benutzerdefinierten Funktionen zur Verfügung, in denen die eingehenden und ausgehenden Stoff- und Energieflüsse durch Parameter in Beziehung gesetzt werden. In diesen Funktionen sind auch Informationsgrößen, die nicht massebezogen bzw. energetisch und somit nicht in der Materialliste definiert sind, verwendbar. Informationsgrößen werden in den Attributen des Projektes definiert und separat zu den Bilanzen der ein- und ausgehenden Stoffe im Stoffstromnetz mitgeführt.

Die Zuordnung der in der Sachbilanz berechneten Stoff- und Energieströme zu Umweltwirkungskategorien wird in Umberto über die in den Kennzahlensystemen definierten Wirkungsabschätzungsmethoden vorgenommen. Auch die Informationsgrößen sind als Summenwert in den Bewertungssystemen abrufbar und können für die Berechnung von Wirkungsindikatoren herangezogen werden. Die Kennzahlensysteme können vom Nutzer abgeändert werden, indem z. B. neue Wirkungsindikatoren eingeführt werden.

Des Weiteren besteht in Umberto grundsätzlich die Möglichkeit, über Scripte, die in Python, VBScript, JScript oder PerlScript programmiert werden, Daten aus Datenbanken abzurufen und in das Stoffstrommodell zu übernehmen.

In diesem Vorhaben wurden in Umberto die Optionen der benutzerdefinierten Funktionen für die Spezifikation der Transitionen, der Informationsgröße sowie der Anpassung der Kennzahlensysteme genutzt, um das Bewertungssystem für die Biodiversität in die Ökobilanzierungssoftware zu integrieren.

5.2 Bewertungsansätze zur Biodiversitätsbewertung

5.2.1 Verfügbare Datenbasis

Als Ausgangsbasis für das zu implementierende Konzept zur Biodiversitätsbewertung in Umberto wurden die in den Kap. 3.4 und 0 beschriebenen Ergebnisse genutzt. Diese liefern die folgenden schlagbezogenen Informationen, die für die Implementierung der Biodiversitätsbewertung in Umberto verwendet wurden:

- Fruchtart,
- Art und Menge des Düngemittleinsatzes,
- Ausbringungstechnik für Düngung,
- Art und Menge des Pflanzenschutzmitteleinsatzes,
- Art der Arbeitsgänge und z. T. eingesetzte Maschinen,
- Flächengröße,
- Ertrag,
- Shannon-Index zur Fruchtartenvielfalt (s. Kap. 3.2.3) und
- Shannon-Index zur Vielfalt nicht technischer Biotoptypen (s. Kap. 3.2.3).

Des Weiteren wurde die in Kap. 3.5.3 beschriebene Regressionsgleichung aufgegriffen, welche die Zusammenhänge zwischen der auf dem Schlag zu erwartenden Artenzahl an Ackerwildkräutern und den Faktoren Anzahl Arbeitsgänge, Ackerzahl, Shannon-Index für die Vielfalt nicht

technischer Biotoptypen, Shannon-Index für die Fruchtartenvielfalt, Schlaggröße und Ertrag beschreibt (s. Gl. 4).

Als weitere Information wurden die in Abb. 3 aufgeführten standort- bzw. ackerbiototypabhängigen Artenzahlen der Ackerwildkrautflora für die verschiedenen Nutzungsintensitäten eines Schlages verwendet. Auf diese Weise konnte z. B. eine auf den Standort bezogene potenzielle maximale Artenzahl für Ackerwildkräuter für die Bewertung genutzt werden.

Anhand dieser verfügbaren Informationen wurden die im Folgenden dargestellten zwei Bewertungsansätze in Umberto umgesetzt und deren Wirkungsindikatoren im verwendeten Kennzahlensystem für die Wirkungsabschätzung ergänzt.

5.2.2 Differenzierter Biotopwert (Ansatz 1)

Als ein Ansatz zur Biodiversitätsbewertung wurde der in Kap. 3.2 beschriebene differenzierte Biotopwert in Umberto implementiert. Da es sich bei dem differenzierten Biotopwert um eine Größe handelt, die den Zustand einer Fläche beschreibt und nicht massebezogen bzw. energetisch ist, wurde dieser als Informationsgröße im Stoffstrommodell mitgeführt. D. h. der differenzierte Biotopwert wurde nicht in der Transition bei den Inputs und Outputs, sondern in den benutzerdefinierten Funktionen quantifiziert. Der differenzierte Biotopwert wurde in Umberto anhand des in Kap. 3.2 beschriebenen Vorgehens pro Schlag berechnet. Als Parameter wurden für den jeweiligen Schlag Angaben zu Fruchtart (s. Tab. 3, Kap. 3.2.1), Ackerbiototyp (s. Tab. 4, Kap. 3.2.2), Fruchtartendiversität und Vielfalt nicht technischer Biotoptypen (s. Kap. 3.2.3) benötigt. Die beiden letztgenannten Parameterwerte wurden in MANUELA generiert. Als Ergebnis wird der differenzierte Biotopwert pro Schlag und als flächengewichteter Aggregationswert über alle Schläge ausgegeben. Der differenzierte Biotopwert ist unabhängig vom Flächenbedarf und wird durch die Nutzungsanteile der Schläge bestimmt.

5.2.3 Anzahl der potenziell reduzierten Ackerwildkrautarten (Ansatz 2)

Der zweite Ansatz zur Biodiversitätsbewertung ermittelt in Abhängigkeit von der benötigten Fläche x die Anzahl der durch die Bewirtschaftung potenziell reduzierten Ackerwildkrautarten $S_{x,red}$:

$$S_{x,red} = S_{x,m} - S_x \quad (\text{Gl. 5})$$

mit $S_{x,red}$ = Anzahl der potenziell reduzierten Ackerwildkrautarten auf der Fläche x ; $S_{x,m}$ = potenziell maximale Anzahl der Ackerwildkrautarten auf der Fläche x ; S_x = Anzahl der Ackerwildkrautarten auf der Fläche x .

Die Artenzahlen $S_{x,m}$ und S_x werden hierbei über die Art-Areal-Beziehung nach ARRHENIUS (1921) und ROSENZWEIG (2003) (Gl. 6) berechnet (vgl. auch MACARTHUR & WILSON 1967):

$$S = c \cdot x^z \quad (\text{Gl. 6})$$

$$S_{x,m} = c_m \cdot x^z \quad (\text{Gl. 7})$$

$$S_x = c_s \cdot x^z \quad (\text{Gl. 8})$$

mit S = Artenzahl; c = Artenreichtumfaktor; x = Fläche; z = Konstante für die Akkumulationsrate der Arten; $S_{max,x}$ = potenziell maximale Anzahl der Ackerwildkrautarten auf der Fläche x ;

c_m = Artenreichtumfaktor für die maximale Anzahl der Ackerwildkrautarten; S_x = Anzahl der Ackerwildkrautarten auf der Fläche x ; c_x = Artenreichtumfaktor für die maximale Anzahl der Ackerwildkrautarten.

Die Art-Areal-Beziehung ist ein etabliertes Modell in der Landschaftsökologie. Es findet zudem verschiedentlich Anwendung in der Modellierung von Wirkungen durch Landnutzungen und Landnutzungsänderungen auf die Qualität von Ökosystemen im Rahmen von Ökobilanzierungen (vgl. u. a. KOELLNER 2000, GOEDKOOP & SPRIENSMA 2001, KOELLNER & SCHOLZ 2008, DE SCHRYVER et al. 2010, SOUZA et al. 2015). Diese Anwendung beschränkte sich bisher weitestgehend auf Unterschiede verschiedener Landnutzungstypen, z. B. dem Übergang von konventionellem Landbau hin zu ökologischem Landbau, ohne Berücksichtigung standörtlicher Gegebenheiten (vgl. GOEDKOPP & SPRIENSMA 2001). Im vorliegenden Vorhaben wurde das Prinzip der Art-Areal-Beziehung auf den Spezialfall des Biotoptyps Acker konkretisiert, um auch Unterschiede zwischen verschiedenen Fruchtarten abbilden und diese in Bezug zur Biogasproduktion setzen zu können.

Die Konstante z wurde gemäß des Landnutzungstyps Ackerfläche in DE SCHRYVER et al. (2010) und MANHOUDT et al. (2005) mit 0,44 angesetzt. Der benötigte Parameter c_s wurde hierbei über den aus der Regressionsgleichung (s. Gl. 4) bekannten Wert für die Artenzahl und aus der Schlaggröße ermittelt. Analog wurde für den Parameter c_m für die potenziell maximale Artenzahl auf einer Probestfläche von 100 m² verfahren (s. Abb. 3, Kap. 3.2.2).

Für die programmtechnische Umsetzung wurde die negative Umweltwirkung ‚Reduzierte Anzahl der Ackerwildkrautarten‘ in die Materialliste von Umberto und als Output in die Schlag-Transitionen aufgenommen. Der potenzielle Artenverlust wurde über die oben beschriebenen Zusammenhänge in den benutzerdefinierten Funktionen der Transitionen berechnet (s. Abb. 13).

```

1 ;Beziehung Fläche und Ertrag
2 y20 = ETG*1000 * x03/10000
3 x03 = y20/ETG/1000 * 10000
4
5 ;Biodiversität
6 ;Maximale Artenzahl auf 100m**2
7 A01 = if(=(A_TYP,1),63,0)
8 A02 = if(=(A_TYP,2),60,0)
9 A03 = if(=(A_TYP,3),44,0)
10 A04 = if(=(A_TYP,4),78,0)
11 Art = (A01 + A02 + A03 + A04)
12 ;x03 abhängige maximale Artenzahl nach Arrhenius/Rosenberg
13 ;;Ermittlung des Ackerbiotypabhängigen Faktors cm
14 CM = Art / (EXP(0.4*LN(100)))
15
16 ;;Sxm = potenzielle maximale Artenzahl auf der Fläche x03
17 SXM = CM * (EXP(0.4*LN(x03)))
18
19 ;;Artenzahl auf Gesamtschlag
20 LNS = 5.585 - 0.015 * AG_AZ - 0.018 * AZ + 0.268 * B_VF - 0.029 * ln(S_HA * 10000) + 0.007 * ETG - 1.028 * F_VF
21
22 SG = Exp(LNS)
23 ;;Ermittlung des schlagabhängigen Faktors cs
24 CS = SG / (EXP(0.4*LN(S_HA * 10000)))
25
26 ;;Ermittlung der Artenzahl auf der Fläche x03 (Sx)
27 SX = CS * (EXP(0.4*LN(x03)))
28
29 ;Reduzierte Ackerwildkrautarten
30 Y26 = SXM - SX

```

Abb. 13: Auszug aus den benutzerdefinierten Funktionen zur Spezifikation der Schlag-Transition

Die benötigten Parameter wurden für jeden Schlag individuell in der Transition festgelegt (s. Abb. 14).

Var	Name	Quantity	Unit	DQ	Description
AG_AZ	Anzahl Arbeitsgänge	9			Anlagenbetreiber; Schätzung
AZ	Ackerzahl	101			NBIS
A_TYP	Ackerbiototyp	3			1 = Sandacker; 2 = Basenarmer Lehacker; 3 = Basenreicher Lehm-/Tonacker; 4 = Kalkacker (siehe Drachenfels, 2011)
BWW	Bewirtschaftungsweise	1			1 = konventionell; 2 = ökologisch
B_VF	Biotypenvielfalt	1.535			Manuela
ETG	Ertrag	55	t FM/ha		Anlagenbetreiber
F_ART	Fruchtart	3			1 = Dauergrünland, Sommergetreide (außer Weizen); 2 = Wintergetreide (außer Weizen), Sommerweizen; 3 = Kartoffel, Mais, Raps, Winterweizen, Zuckerrübe
F_VF	Fruchtartenvielfalt	1.155			Manuela
S_HA	Schlaggröße	7.83	ha		Manuela
Z_01	Dieselvebrauch	108.3	l/ha		KTBL
Z_02	Anteil schwere Arbeit (A)	40	%		KTBL
Z_03	Anteil normale Arbeit (B)	40	%		KTBL
Z_04	Anteil leichte Arbeit (C)	15	%		KTBL
Z_05	Anteil Strasse / Wege (D)	5	%		KTBL
Z_06	Anteil Leerlauf (E)	0	%		KTBL
Z_10	Laufis	1.3	l/ha		Anlagenbetreiber
Z_11	Successor	2	l/ha		Anlagenbetreiber
Z_12	Bromotril	0.2	l/ha		Anlagenbetreiber
Z_13	Suctril	0	l/ha		Anlagenbetreiber
Z_14	Lontrel	0	l/ha		
Z_15	Oleo	0	l/ha		
Z_16	Motivell	0	l/ha		
Z_20	Gärrest	30	m ³ /ha		Anlagenbetreiber
Z_21	AHL	250	kg/ha		Anlagenbetreiber; Dichte AHL = 1.28 kg/l
Z_22	DAP	200	kg/ha		Anlagenbetreiber
Z_23	Kornkalk	0	kg/ha		
Z_24	Plagran	0	kg/ha		
Z_25	TSP	0	kg/ha		
Z_30	Saatgut	28	kg/ha		Anlagenbetreiber, KTBL-Faustzahlen

Abb. 14: Parameterliste der Schlag-Transition

Als Ergänzung zur absoluten Anzahl der potenziell reduzierten Ackerwildkrautarten wurde der relative Artenverlust bestimmt. Als Referenz wurde die auf dem Standort potenzielle maximale Artenzahl herangezogen (s. Abb. 3, Kap. 3.2.2).

5.3 Umsetzung am Beispiel BGA 1

5.3.1 Ziel und Untersuchungsrahmen

Ziel dieser exemplarischen Anwendung des in Kap. 5.1 beschriebenen Konzeptes zur Biodiversitätsbewertung war der ökobilanzielle Vergleich der Ackerschläge, die im Jahr 2013 für die Zulieferung von Silomais für die BGA 1 bewirtschaftet wurden. Als funktionelle Einheit wurde die Bereitstellung von 1 t Frischmasse Silomais gewählt. Die dazugehörigen Produktionssysteme umfassen die Prozesse der Arbeitsgänge, welche für die Bereitstellung von Silomais ab Feld erforderlich sind (Bodenbearbeitung, Düngung, Bestellung, Pflanzenschutz und Ernte), sowie die Prozesse zur Bereitstellung der Betriebsmittel (Diesel, Saatgut, Dünge- und Pflanzenschutzmittel).

Die Bilanzierung auf Schlagebene verdeutlicht den Standortbezug und eignet sich dazu, schlag-spezifisch die ökobilanziellen Ergebnisse verschiedener Wirkungskategorien gegenüberzustellen. In dieser Studie wurden neben der Wirkungskategorie Biodiversität die Kategorien Klimawandel und Versauerung betrachtet. Über die Wirkungskategorie Klimawandel werden die Auswirkungen der Treibhausgasemissionen bewertet. Die Wirkungskategorie Versauerung fasst die Wirkung der Emissionen zusammen, die zur Versauerung beitragen, und berücksichtigt u. a. die in der Landwirtschaft relevanten stickstoffhaltigen Emissionen. Für eine genaue Beschreibung der verwendeten Charakterisierungsmethoden wird auf SCHMEHL et al. (2012) verwiesen.

Dem Entscheidungsträger wird hiermit ermöglicht, zu analysieren, an welchen Teilprozessen für eine Verringerung der Umweltwirkungen angesetzt werden kann und auf welche Schläge sich gezielte Maßnahmen zur Aufwertung der Biodiversität beziehen sollten.

5.3.2 Sachbilanz

Die Datenbasis für die Sachbilanz der landwirtschaftlichen Produktion von Silomais auf den kartierten Flächen der BGA 1 entstammt in erster Linie dem in SCHMEHL et al. (2012) beschriebenen Stoffstrommodell, das für diese BGA in Südniedersachsen aufgestellt worden ist. Aus diesem Grund wird für die generelle Beschreibung der relevanten Prozesse auf SCHMEHL et al. (2012) verwiesen und in diesem Abschnitt lediglich auf spezifische Aktualisierungen eingegangen.

Kenndaten für die landwirtschaftliche Produktion

Angaben zu den verwendeten Betriebsmitteln wurden den erhobenen Informationen zu den Fruchtarten- und schlagspezifischen Bewirtschaftungsfaktoren entnommen (s. Kap. 3.5.2). Diese Informationen wurden von den Landwirten bereitgestellt. Fehlende Daten wurden durch Informationen aus Datenbanken des KTBL (2015) ergänzt.

Kenndaten zu Stickstoffemissionen aus Düngieranwendungen

Die Emissionsfaktoren für Ammoniak, Distickstoffmonoxid und Stickoxide wurden an die Aktualisierungen aus RÖSEMANN et al. (2015) angepasst. Hierzu zählen die Ammoniak-Emissionsfaktoren für Mineraldünger sowie für die Ausbringung von Gärrest mit dem Gülle-Grubber (s. Tab. 20).

Tab. 20: Ammoniak-Emissionsfaktoren für die Ausbringung von Mineraldünger und Wirtschaftsdünger (RÖSEMANN et al. 2015)

Düngemittel-Kategorie	Emissionsfaktor [kg Ammoniak-Stickstoff/kg Stickstoff]
Kalziumammoniumnitrat	0,022
Stickstoff-Lösungen	0,125
Harnstoff	0,243
Ammonium-Phosphate	0,113
andere Stickstoff-Kalium- und Stickstoff- Phosphor-Kalium-Dünger	0,037
Düngemittel-Kategorie	Emissionsfaktor [kg Ammoniak-Stickstoff/kg Gesamt-Ammoniak-Stickstoff]
Rindergülle, ausgefäulte Gülle, Ausbringung mit Gülle-Grubber	0,05

Kenndaten zu den Auswirkungen auf die Biodiversität

Die für die Biodiversitätsbewertung erforderlichen Daten wurden über MANUELA generiert (s. Kap. 4), entstammen den Angaben der beteiligten Landwirte oder dem niedersächsischen Bodeninformationssystem NIBIS (s. Kap. 3.5.2).

5.3.3 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung als Vergleich der einzelnen Schläge aufgezeigt. Die Benennung der Schläge folgt der auf dem Betrieb verwendeten numerischen Bezeichnung. Auf 13 der insgesamt 32 erfassten Schläge wurde Silomais für die Biogasanlage angebaut, wobei drei Schläge aufgrund mangelnder Datengrundlagen nicht modelliert werden konnten.

Wirkungskategorie Klimawandel

Abb. 15 zeigt die Ergebnisse der Modellierung für die Wirkungskategorie Klimawandel für die verbliebenen zehn Schläge. Der mit der Bereitstellung von 1 t FM Silomais verbundene Beitrag zum Klimawandel variiert zwischen 33 kg CO₂-Äquivalente/t FM Silomais auf Schlag 18 und 56 kg CO₂-Äquivalente/t FM Silomais auf Schlag 2. Die Differenz zwischen diesen beiden Schlägen ist auf den unterschiedlichen Düngemittleinsatz – 172 kg Stickstoff auf Schlag 18 gegenüber 258 kg Stickstoff auf Schlag 2 – zurückzuführen. Dieser wirkt sich entsprechend unterschiedlich auf die Treibhausgasemissionen der Bereitstellung der Düngemittel und der Ausbringung aus. Die Schläge 22, 26, 28 und 29 wurden einheitlich bewirtschaftet und unterscheiden sich lediglich in den erbrachten Erträgen. Schlag 28 wies hierbei den geringsten Ertrag auf. Die potenziellen Umweltwirkungen für die Bereitstellung von Silomais sind hier im Vergleich der genannten Schläge entsprechend höher.

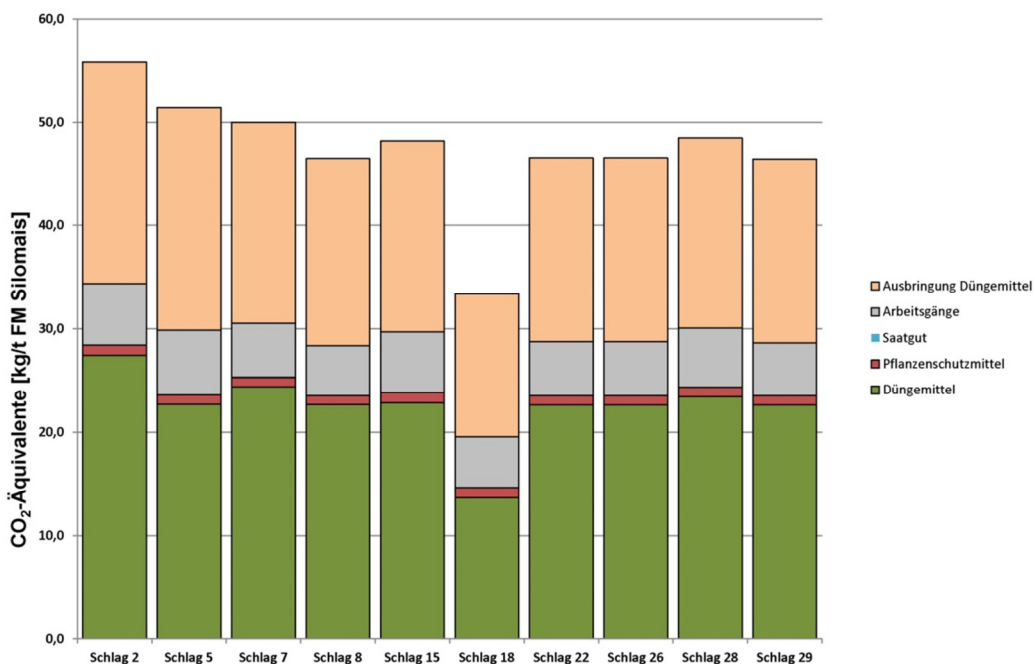


Abb. 15: Beitrag einzelner Schläge der BGA 1 zur Wirkungskategorie Klimawandel bezogen auf die Bereitstellung von 1 t FM Silomais (Treibhauspotenzial in kg CO₂-Äquivalente pro t FM Silomais)

Wirkungskategorie Versauerung

Die Ergebnisse der Modellierung für die Wirkungskategorie Versauerung sind in Abb. 16 dargestellt. Beim Vergleich fallen insbesondere die Schläge 5 und 18 mit hohen relativen Beiträgen zum Versauerungspotenzial auf. Auch in dieser Kategorie sind die Unterschiede in der Düngemittelausbringung begründet. So ist für die Düngung mit Harnstoff auf Schlag 18 ein im Vergleich zur Ausbringung von Gärrest mit dem Güllegrubber fünffacher Emissionsfaktor angesetzt worden (s. Tab. 20).

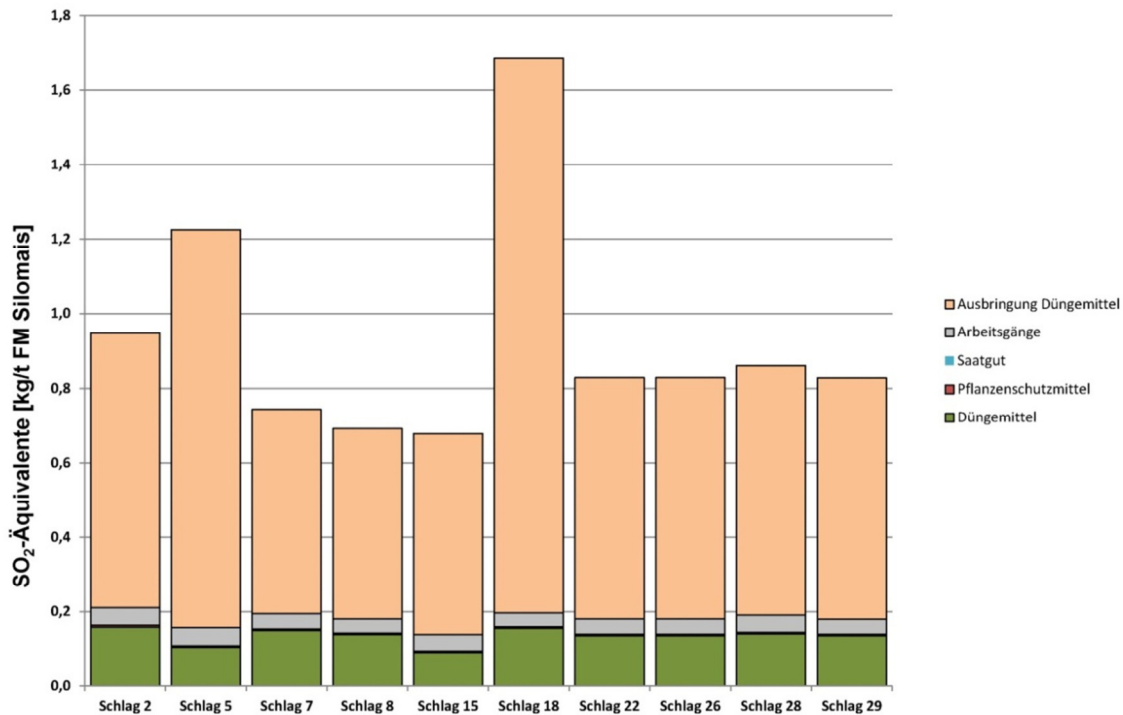


Abb. 16: Beitrag einzelner Schläge der BGA 1 zur Wirkungskategorie Versauerung bezogen auf die Bereitstellung von 1 t FM Silomais (Versauerungspotenzial in kg SO₂-Äquivalente pro t FM Silomais)

Wirkungskategorie Biodiversität (Arten und Biotope)

Die Ergebnisse der Modellierung für die Wirkungskategorie Biodiversität sind in den Abb. 17 bis Abb. 19 anhand der Indikatoren ‚Differenzierter Biotopwert‘, ‚Reduzierte Anzahl Ackerwildkrautarten‘ und ‚Relative reduzierte Anzahl Ackerwildkrautarten‘ dargestellt. Der differenzierte Biotopwert, der in Abb. 17 aufgetragen ist, gilt für die generelle Nutzung des Schlags. D. h. Wert ist unabhängig davon, wieviel Fläche für die Bereitstellung von 1 t FM Silomais erforderlich ist (s. Kap. 5.2.2). Die Integration in die Ökobilanz erfolgte auf Grundlage des in Kap. 3.2 geschilderten Ansatzes. Der Grundwert auf Basis der Fruchtart und des Ackerbiotoptyps sowie die Aufwertung durch die Fruchtartendiversität sind auf allen Schlägen identisch. Aufgrund der Landschaftsheterogenität unterteilen sich die Schläge im Ergebnis aber in zwei Klassen mit den differenzierten Biotopwerten 1,1 und 0,9. Der geringere differenzierte Biotopwert von 0,9 ist auf die geringe Vielfalt nicht technischer Biotoptypen in der Umgebung zurückzuführen. Die Abb. 18 und Abb. 19 zeigen die aufgrund der durch den Silomaisanbau beanspruchten Fläche potenziell reduzierte Artenzahl der Ackerwildkräuter. Die absolute Anzahl der potenziell reduzierten Ackerwildkrautarten variiert von 51 Arten auf dem Schlag 28 bis zu 57 Arten auf dem Schlag 18. Da die Ausgangsbasis – Ackerbiotoptyp basenreicher Lehm-/Tonacker – für den Referenzwert zur Festlegung der potenziell maximalen Anzahl der Ackerwildkrautarten für alle Schläge identisch ist, zeichnet sich für die relative reduzierte Anzahl der Ackerwildkrautarten ein ähnliches Bild wie für die absolute Artenzahl ab. Schlag 18 weist mit einer potenziellen Reduktion um 98 % die größte Beeinträchtigung der Biodiversität auf, während Schlag 28 mit einer Reduktion der Arten um 92 % die noch vergleichsweise geringste Auswirkung zeigt. Diese relativ starke Reduktion verdeutlicht gleichzeitig das enorme Aufwertungspotenzial auf konventionell bewirtschafteten Schlägen.

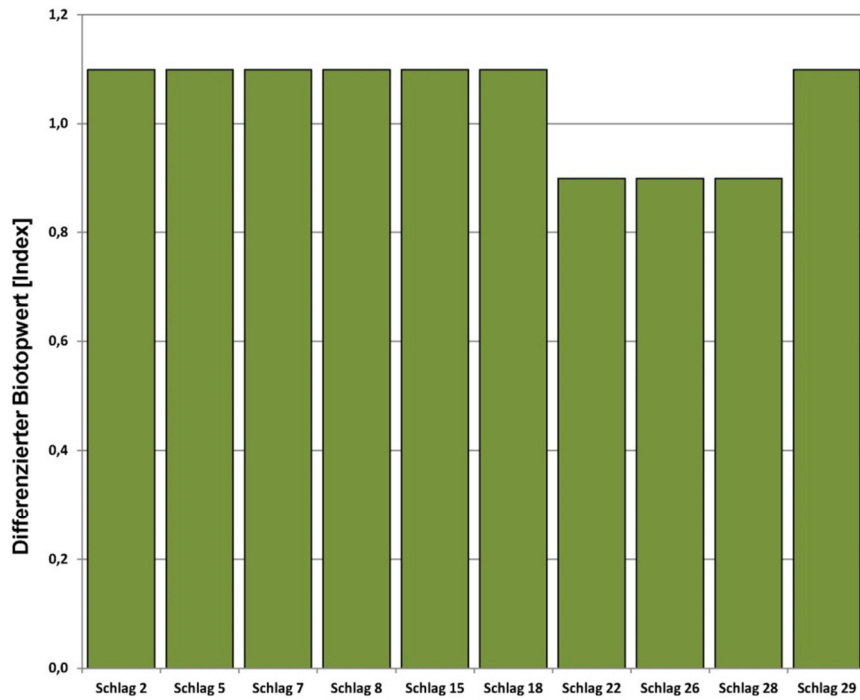


Abb. 17: Schlagbezogener Wirkungsindikator ‚Differenzierter Biotopwert‘ der Wirkungskategorie Biodiversität für die BGA 1

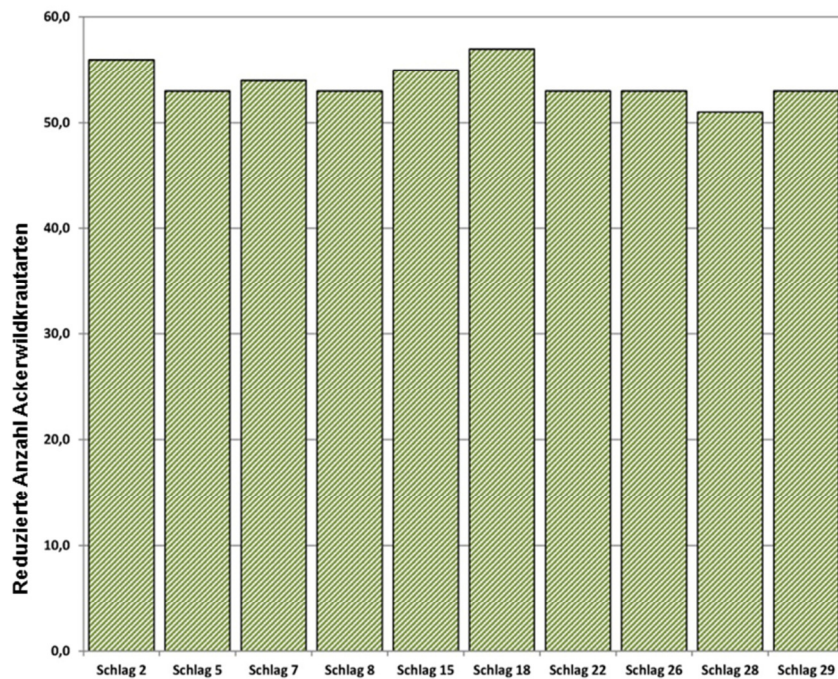


Abb. 18: Schlagbezogener Wirkungsindikator ‚Reduzierte Anzahl Ackerwildkrautarten‘ der Wirkungskategorie Biodiversität für die BGA 1

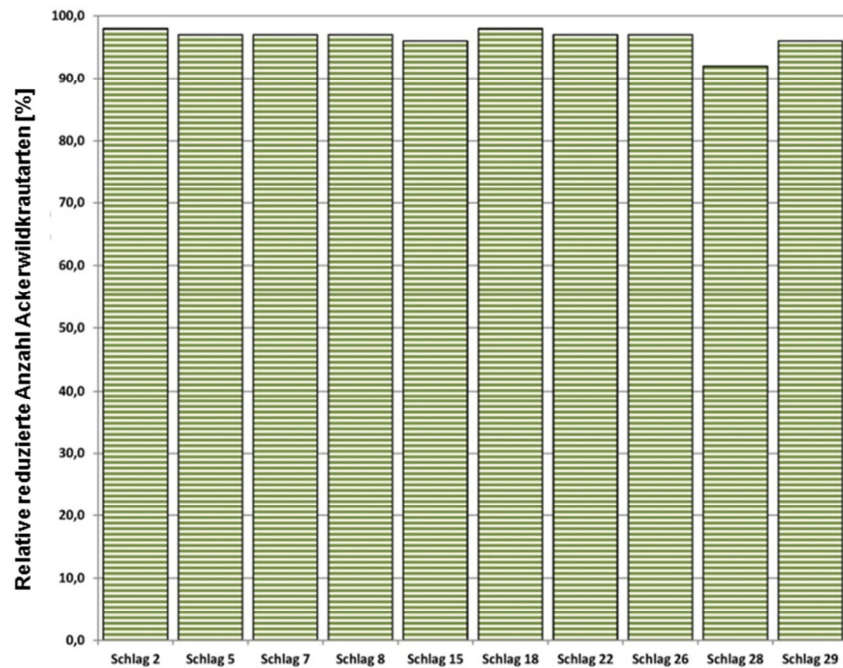


Abb. 19: Schlagbezogener Wirkungsindikator ‚Relative reduzierte Anzahl Ackerwildkrautarten‘ der Wirkungskategorie Biodiversität für die BGA 1

Bezüglich der hier betrachteten Wirkungskategorien Klimawandel, Versauerung und Biodiversität (Arten und Biotope) sind die relativen Differenzen im Vergleich der Ackerschläge untereinander sehr unterschiedlich. Während die maximalen Abweichungen zwischen den einzelnen Schlägen in den Kategorien Klimawandel und Versauerung 40 % (Klimawandel: Schläge 18 und 2) und 60 % (Versauerung: Schläge 15 und 18) betragen, sind die Unterschiede in der Kategorie Biodiversität mit 18 % (differenzierter Biotopwert) und 6 % (Reduzierte Anzahl der Ackerwildkrautarten) geringer. Des Weiteren schneiden die einzelnen Ackerschläge in den hier betrachteten Wirkungskategorien so unterschiedlich ab, so dass kein Ackerschlag benannt werden kann, auf dem die Bereitstellung von Silomais im Vergleich zu den anderen Ackerschlägen durchgehend positiv oder negativ zu bewerten ist. Während z. B. Schlag 18 relativ geringe Auswirkungen in der Kategorie Klimawandel zeigt, sind die Ergebnisse in den anderen beiden Kategorien Versauerung und Biodiversität relativ schlechter zu beurteilen. Die schlagbezogene Bewertung könnte somit an dieser Stelle für die Prioritätensetzung bei der Maßnahmenableitung genutzt werden. So könnte auf Schlag 18 beispielsweise der Fokus auf biodiversitätsfördernde Maßnahmen gelegt werden, da die relativen Auswirkungen in der Wirkungskategorie Klimawandel bereits gering sind.

6 Schlussfolgerungen und Ausblick

6.1 Fazit für die Praxis

Grundsätzlich basiert die ökobilanzielle Bewertung von Biogasanlagensystemen auf quantifizierbaren Stoffströmen. Im Vergleich zu rein technischen Systemen kann ein Teil der Stoffströme in landwirtschaftlichen Produktionssystemen jedoch nur schwer exakt bestimmt werden, da diese in das Ökosystem eingebunden sind (SCHMEHL et al. 2012). Um potenzielle Auswirkungen auf die Biodiversität und das Landschaftsbild bewerten zu können, ist aber gerade diese Ökosystemperspektive notwendig, die die Betroffenenseite räumlich differenziert integriert (URBAN et al. 2011). Die Datenlage für die Wirkungskategorien Biodiversität und Landschaftsbild kann daher nicht mit denselben Methoden aufbereitet werden wie die Datenlage für andere Wirkungskategorien, z. B. Klimawandel. Aufgrund methodischer Schwierigkeiten gibt es somit bisher keine allgemeingültige Methode zur Bewertung von Biodiversitäts- und Landschaftsbildwirkungen in Ökobilanzen.

Im vorliegenden Vorhaben konnten wichtige Grundlagen zur Integration von Biodiversitäts- und Landschaftsbildwirkungen in die Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Betriebe gelegt werden. Es konnte gezeigt werden, dass die Einbindung von Biodiversitätswirkungen und – mit Abstrichen, die durch den hier stärker wirkenden landschaftlichen Kontext bedingt sind – der Landschaftsbildwirkung in die Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Betriebe über die Betrachtung einzelner Schläge möglich ist. Die erzielten Ergebnisse (Kap. 3.4, 4 und 5) machen deutlich, dass eine flächenspezifisch differenzierte Bewertung des Energiepflanzenanbaus mit den im Vorhaben entwickelten Methoden funktioniert. Die als wesentlich für die Wirkung auf die Biodiversität und das Landschaftsbild identifizierten Faktoren ermöglichen eine einfache und effiziente Erfassung und Bewertung. Viele der hierfür notwendigen Daten (z. B. Anbauweise, Fruchtart, Fruchtarten benachbarter Schläge) sind in InVeKoS hinterlegt, werden auf dem landwirtschaftlichen Betrieb in anderer Form vorgehalten oder könnten vergleichsweise einfach, auch mit Hilfe landwirtschaftlicher Berater, generiert werden. Damit lässt sich eine Anwendung in der Praxis ohne großen zusätzlichen Erhebungsaufwand umsetzen.

Die Ergebnisse der modellierten Biodiversitätsbewertung, die Eingang in den ersten Ansatz zur Integration von Biodiversität in die Ökobilanzierung fanden (s. Kap. 5.2.2), zeigen eine gute Annäherung an die tatsächlich vorgefundene Situation. In Anbetracht des vergleichsweise geringen Aufwands für die Datenbereitstellung und vor dem Hintergrund der Ziele der Allgemeinen Agrarpolitik der EU (insbesondere des Greenings) kann die hier entwickelte Methodik dazu beitragen, die Effizienz dieser Maßnahmen vor allem im Hinblick auf ihre Wirkung auf die Biodiversität besser abzuschätzen. Dadurch könnten einerseits Greening-Maßnahmen effektiver für den Biodiversitätsschutz gestaltet werden, andererseits könnte die Methode über die Ökobilanzierung auch für eine gezieltere Flächenauswahl für biodiversitätsfördernde Maßnahmen genutzt werden. Darüber hinaus kann ein flächenspezifischer Vergleich mit anderen in der klassischen Ökobilanzierung betrachteten Umweltwirkungen erfolgen. So können insbesondere über Ansatz 2 der Biodiversitätsintegration in Umberto (s. Kap. 5.3.3) Bewertungen beispielsweise des flächenspezifischen Treibhauspotenzials im Vergleich zur Biodiversitätswirkung auf diesem Schlag dargestellt werden. Dies ermöglicht die Identifizierung von Synergieeffekten oder aber auch von möglichen gegenläufigen Effekten (Trade-offs) und eine darauf abgestimmte Flächenauswahl für Maßnahmen. Letztendlich wird damit eine vorrausschauende Abschätzung der Wir-

kung von Bewirtschaftungsänderungen auf die Biodiversität und so eine proaktive Steuerung von Maßnahmen möglich. Dies trägt zu einem transparenten ökologischen Rucksack des grünen Stroms bei.

6.2 Methodendiskussion und Möglichkeiten der Weiterentwicklung

Die Methode ist grundsätzlich gut geeignet, um die Wirkungen veränderter Anbautrends aufzuzeigen. Dies macht der Vergleich der Biodiversitätsbewertung von Status quo und dem Szenario ohne Biomasseanbau (s. Kap. 3.4.3) beider Anlagen deutlich. So konnte im Falle der BGA 1 keine Veränderung des differenzierten Biotopwerts festgestellt werden, weil die Veränderung der Anbauverhältnisse zwischen den Jahren 1999 und 2013 zu marginal war, als dass sie eine Änderung der Biodiversitätsbewertung bewirken würde (s. auch Tab. 13, Kap. 3.4.1.1). Denn der Anbauanteil von Mais nahm in der betrachteten Periode zwar zu und bringt damit eine gefühlte höhere Diversifizierung der Fruchtfolge mit sich, die Anbauanteile anderer Intensivkulturen wie Zuckerrübe oder Winterweizen nahmen aber ebenfalls zu und zwar zu Lasten von ohnehin unterrepräsentierten Kulturen wie beispielsweise Roggen. Im Falle der BGA 2 hingegen fiel die Biodiversitätsbewertung des Status quo geringfügig schlechter aus als die des Szenarios ohne Biomasseanbau. Hierin wird die Verschiebung von Anbauanteilen im Landkreis Emsland deutlich: Während sich die höchsten Anbauanteile einer Kultur im Jahr 1999 noch annähernd gleichmäßig auf drei Hauptfruchtarten zu jeweils etwa 20 % verteilte (Kartoffel, Mais, Sommergerste), lag der höchste Anbauanteil im Jahr 2013 bei nur noch einer Kultur (Mais) mit etwa 51 %. Dieser zeichnet sich gegenüber anderen Intensivkulturen zwar durch eine vergleichsweise extensivere Bewirtschaftung aus (z. B. weniger Überfahrten), so dass im Rahmen der Felderfassungen auch eine geringfügig höhere Artenzahl der Ackerwildkräuter im Bereich beider Biogasanlagen festgestellt werden konnte. Diese Artenzahldifferenz führte jedoch nicht zu einer anderen Einstufung auf der Biotopwertskala (s. Kap. 3.5.3), so dass Mais hier weiterhin als Fruchtart mit hohem potenziellen Risiko für die Artenvielfalt eingestuft wird (s. Tab. 3, Kap. 3.2.1; vgl. auch WIEHE et al. 2010).

Die Szenarioanalyse zeigt gleichermaßen auf, welche Möglichkeiten durch die Kopplung der Bewertung an MANUELA oder an ein anderes Geoinformationssystem ausgeschöpft werden könnten, insbesondere bei einem Einsatz flächenscharfer Daten im Vergleich zum Einsatz von Daten aus der Agrarstatistik. Dies würde eine verbesserte Darstellung und Bewertung von Intensitätsverschiebungen im Betrieb durch sich ändernde Anbauweisen und -verfahren ermöglichen, z. B. durch die Einführung einer (neuen) Energiepflanzenkultur in die Fruchtfolge, die einen relevanten Flächenanteil auf Kosten einer existierenden ‚Dominanzkultur‘ einnimmt. Besonders interessant wären diesbezüglich Untersuchungen auf Betrieben, die in Regionen mit weniger intensiver Landwirtschaft verortet sind als in den Regionen Lingener Land und Braunschweig-Hildesheimer Lössbörde. Außerdem wären Regionen von Interesse, in denen durch den Energiepflanzenanbau eine stärkere Änderung der Flächenbelegung aufgrund des Teilersatzes einer dominierenden Kultur durch eine neu in den Betrieb integrierte Fruchtart zu erwarten sind und so eine „echte“ Aufweitung der Fruchtartenvielfalt auftritt.

Im Rahmen der Kalibrierung der hier entwickelten Bewertungsmethoden bedarf es einer erweiterten Datenbasis sowohl im Hinblick auf die Betriebe als auch im Hinblick auf die Naturräume, in die diese Betriebe eingebettet sind. Das heißt, es sollten sowohl weitere Betriebe in den bereits untersuchten Naturräumen, aber auch Betriebe in anderen Naturräumen in repräsentativer Anzahl untersucht werden. Letzteres wurde bei MATTHIES et al. 2016 aufgegriffen. Dort wurde

die hier entwickelte und in MANUELA implementierte Methode der Biodiversitätsbewertung auf insgesamt 7 Betrieben angewendet und das System mit Landwirten und landwirtschaftlichen Beratern getestet. Auch hier zeigte sich überwiegend eine gute Passgenauigkeit modellierter Biodiversitätswerte mit den vor Ort vorgefundenen Artenzahlrelationen. Die Nutzertests ergaben zudem eine grundsätzlich positive Meinung zu den Grundfunktionalitäten von MANUELA. Insbesondere die Möglichkeiten der Visualisierung wurden als sehr hilfreich im Betriebsablauf beschrieben.

Insgesamt ermöglicht die Methode eine flächenspezifische Unterscheidung von Wirkungen zwischen Standorten (hier in Form von Bodentypen bzw. Ackerbiotoptypen ausgedrückt) sowie neue Verknüpfungen zwischen den bislang in der Ökobilanzierung ermittelten Umweltwirkungen und den Wirkungen auf die Biodiversität und/ oder das Landschaftsbild. Trotz der guten Eignung der verwendeten Indikatoren, ist die Einbeziehung weiterer Indikatoren bei einer Weiterentwicklung des Modells wünschenswert. So stellt die Flächenhistorie einen wesentlichen biodiversitätsrelevanten Faktor dar. Für die hier untersuchte Ackerwildkrautflora und ihr Artinventar ist es ausschlaggebend, welchen Bewirtschaftungseinflüssen die Diasporenbank in den zurückliegenden Jahren ausgesetzt war (u. a. PFADENHAUER et al. 1998, AUFFRET & COUSINS 2011, JONASON et al. 2011). Die Ergebnisse der Abfrage der Bewirtschaftungshistorie im Rahmen des vorliegenden Vorhabens waren jedoch wenig aussagekräftig, so dass dieser Indikator hier nicht weiter berücksichtigt werden konnte.

Ebenso wie die Biodiversitätsbewertung erfolgte die Bewertung von Wirkungen des Energiepflanzenanbaus auf das Landschaftsbild anhand einfach erhebbarer Indikatoren (Landschaftskomponenten, landschaftliche Vielfalt). Diese Indikatoren wurden in einer GIS-basierten Modellierung zu einem aggregierten landschaftsästhetischen Wert zusammengeführt, der eine flächenscharfe Bewertung der Landschaftsbildwirkungen ermöglicht. Vergleichbar zur Bewertung der potenziellen Biodiversitätswirkungen über den differenzierten Biotopwert und dessen Integration in die Ökobilanzierung (Ansatz 1, s. Kap. 5.2.2) lässt sich auch die Landschaftsbildbewertung mittels der Verknüpfung über MANUELA oder ein anderes Geoinformationssystem in eine ökobilanzielle Bewertung mit dem Ökobilanzierungstool Umberto einbinden. Dabei kann der landschaftsästhetische Wert als Informationsgröße im Stoffstrommodell mitgeführt werden. Eine Verwendung von MANUELA hat hierbei den Vorteil, dass die Methode bereits teilautomatisiert vorliegt und der Arbeitsaufwand dadurch erheblich geringer ausfällt.

Eine Landschaftsbildbewertung des landwirtschaftlichen Betriebs in Anlehnung an den zweiten Ansatz zur Biodiversitätsintegration in die Ökobilanzierung (s. Kap. 5.2.3) erscheint grundsätzlich machbar. Der Datenbedarf ist jedoch aufgrund der Notwendigkeit, die umgebende Landschaft verstärkt einzubeziehen, höher, zudem liegen nicht alle notwendigen Daten innerhalb eines Betriebes vor und müssten von externen Stellen bezogen werden. Dadurch entsteht für die Anwendung in der Praxis ein deutlich höherer Aufwand zur Datenerhebung als bei der Bewertung des Landschaftsbildes nach Ansatz 1. Darüber hinaus spielen auch andere Komponenten für die Landschaftsbildbewertung eine Rolle, die hier bisher nicht berücksichtigt werden konnten. So wäre zum einen die teilautomatisierte Bewertung von Landschaftskomponenten über Jahreszeiten hinweg ein wichtiger Aspekt, da viele Landschaftskomponenten in der Vegetations- und Blütezeit positiver wahrgenommen werden als im Winter. Die Berücksichtigung unterschiedlicher Blütezeiten würde somit einen Mehrwert bringen (BOLL 2015).

Die im Rahmen dieses Projektes entwickelten Methoden werden aktuell weiterentwickelt. So wird derzeit in einem von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderten Vorhaben

zum Thema „Regionale Wertschöpfungsketten im Kontext von Ökosystemleistungen und Biodiversität am Beispiel einer tschechisch-polnisch-sächsischen Projektkooperation“ (vgl. NETSCI 2015) die Einbindung der Methoden in die Analyse und Bewertung regionaler Wertschöpfungsketten vorangetrieben. Hier kann sich insbesondere ein Mehrwert durch die Verknüpfung ökobilanzieller Bewertungen landwirtschaftlicher Verfahren und Betriebe, wie sie in dem vorliegenden Projekt durchgeführt wurden, mit den Bewertungen anderer direkter und indirekter Wirkungen entlang von Produkt- und Wertschöpfungsketten ergeben. So könnten beispielsweise die auf einem Betrieb erzeugten Biodiversitätsleistungen für eine bessere Vermarktung von Produkten genutzt werden.

7 Quellenverzeichnis

- AMT FÜR AGRARSTRUKTUR HANNOVER (2004): Flurbereinigung Algermissen – Erfassung und Bewertung von Natur und Landschaft. Amt für Agrarstruktur Hannover (Hrsg.).
- ARRHENIUS, O. (1921): Species and area. *Journal of Ecology* 9: 95–99.
- AUFFRET, A. G. & S. A. O. COUSINS (2011): Past and present management influences the seed bank and seed rain in a rural landscape. *Journal of Applied Ecology* 48: 1278-1285.
- BACKHAUS, K., B. ERICHSON, W. PLINKE & R. WEIBER (2006): *Multivariate Analysemethoden: eine anwendungsorientierte Einführung*. Springer, Berlin.
- BASTIAN, O. (1999): Ansätze der Landschaftsbewertung. Räumliche Gesichtspunkte. In: BASTIAN, O. & SCHREIBER, K.-F. (Hrsg.): *Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft*. 2. Aufl., 302-309, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg/Berlin.
- BEGON, M. E., C. R. TOWNSEND & J. L. HARPER (1998): *Ökologie*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- BEIRAT NACHWACHSENDE ROHSTOFFE (2012): *Bioenergie – Herausforderung und gemeinsame Verantwortung*. Erklärung des Beirats für Nachhaltige Rohstoffe am Niedersächsischen Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung. Stand: 2012-10-01, <http://www.ml.niedersachsen.de/download/71908>.
- BELFRAGE, K., J. BJORKLUND & L. SALOMONSSON (2015): Effects of farm size and on-farm landscape heterogeneity on biodiversity – Case study of twelve farms in a Swedish landscape. *Agroecology and sustainable food systems* 39 (2): 170–188.
- BFN (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ) (2015a): *Landschaftssteckbrief Braunschweig-Hildesheimer Lössbörde*. Stand: 2015-08-06, [http://www.bfn.de/0311_landschaft.html?&no_cache=1&tx_isprofile_pi1\[landschaft\]=543&tx_isprofile_pi1\[action\]=show&tx_isprofile_pi1\[controller\]=Landschaft&cHash=047dda38244269e62dc2a491cde0a44e](http://www.bfn.de/0311_landschaft.html?&no_cache=1&tx_isprofile_pi1[landschaft]=543&tx_isprofile_pi1[action]=show&tx_isprofile_pi1[controller]=Landschaft&cHash=047dda38244269e62dc2a491cde0a44e).
- BFN (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ) (2015b): *Landschaftssteckbrief Lingener Land*. Stand 2015-08-06, [http://www.bfn.de/0311_landschaft.html?&no_cache=1&tx_isprofile_pi1\[landschaft\]=659&tx_isprofile_pi1\[action\]=show&tx_isprofile_pi1\[controller\]=Landschaft&cHash=493a4a417a8d8266e51e3e1e9e68d850](http://www.bfn.de/0311_landschaft.html?&no_cache=1&tx_isprofile_pi1[landschaft]=659&tx_isprofile_pi1[action]=show&tx_isprofile_pi1[controller]=Landschaft&cHash=493a4a417a8d8266e51e3e1e9e68d850).
- BGR (BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE) (1998): *Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1.000.000*.
- BLUMENTRATH, S. (2010): *Das ästhetische Betriebsinventar: Entwicklung und Erprobung einer EDV-gestützten Methode zur Erfassung und Bewertung der Beiträge landwirtschaftlicher Betriebe zum ästhetischen Wert der Landschaft*. Leibniz Universität Hannover, Diss.
- BIERHALS, E., O. V. DRACHENFELS & M. RASPER (2004): Wertstufen und Regenerationsfähigkeit der Biotoptypen in Niedersachsen. *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 24 (4): 231–240.
- BNATSCHG (Bundesnaturschutzgesetz) (2009): *Bundesnaturschutzgesetz vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), das durch Artikel 421 der Verordnung vom 31. August 2015 (BGBl. I S. 1474) geändert worden ist*.
- BOATMAN, N. D., N. W. BRICKLE, J. D. HART, T. P. MILSOM, A. J. MORRIS, A. W. A. MURRAY, K. A. MURRAY & P. A. ROBERTSON (2004): Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. *Ibis* 146 (Suppl. S2): 131–143.
- BOLL, T. (2016): *Auswirkungen des Dendromasseanbaus in Kurzumtriebsplantagen auf die ästhetische Qualität und die Erholungseignung der Landschaft*. Leibniz Universität Hannover, Diss.

- BOLL, T. (2015): Bewertungsmethodik Landschaftsbild in MANUELA. Leibniz Universität Hannover, Institut für Umweltplanung, unveröffentlicht.
- BOLL, T., D. KEMPA, C. VON HAAREN & M. WELLER (2015): Naturschutzfachliche Bewertung von Kurzumtriebsplantagen in der betrieblichen Managementsoftware MANUELA. In: Gerold, D. & M. Schneider (Hg.): Erfahrungsberichte zur Vernetzung von Erzeugern und Verwertern von Dendromasse für die energetische Verwertung. *forum ifl* 25: 108–115.
- BRABAND, D., H. ILLNER, P. SALM, A. HEGEMANN & M. SAYER (2006): Erhöhung der Biodiversität in einer intensiv genutzten Bördelandschaft Westfalens mit Hilfe von extensivierten Ackerlandstreifen. Abschlussbericht DBU Az: 19109.
- BREDEMEIER, B., C. VON HAAREN, S. RÜTER, M. REICH & T. MEISE (2015): Evaluating the nature conservation value of field habitats: A model approach for targeting agri-environmental measures and projecting their effects. *Ecological Modelling* 295: 113–122.
- BUIJS, A. E., M. H. JACOBS, P. VERWEIJ & D. DE VRIES (1999): Graadmeters beleving: theoretische uitwerking en validatie van het begrip 'afwisseling'. Wageningen: Staring Centrum.
- BUHR, N., H. KANNING, & M. W. RODE (2010): Raumanalyse II – Auswirkungen auf andere Raumnutzungen. In: RODE, M. W. & H. KANNING (Hrsg.): Natur- und raumverträglicher Ausbau energetischer Biomassepfade, 91-156, Ibidem-Verlag, Stuttgart.
- CUTLER, D. R., T. C. EDWARDS, K. H. BEARD, A. CUTLER, K. T. HESS, J.C. GIBSON & J. J. LAWLER (2007): Random forests for classification in ecology. *Ecology* 88 (11): 2783-2792.
- DE SCHRYVER, A. M., M. J. GOEDKOOP, R. S. E. W. LEUVEN & M. A. J. HUIJBREGTS (2010): Uncertainties in the application of the species area relationship for characterisation factors of land occupation in life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 15 (7): 682–691.
- DESTATIS (2015): Regionaldatenbank Deutschland. Landwirtschaftliche Betriebe und landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF) nach Kulturarten und Erhebungsjahr, regionale Tiefe: Kreise und kreisfreie Städte. Tabelle 115-01-4. Stand: 2015-12-21: <https://www.regionalstatistik.de/genesis/online/logon>.
- DIN EN ISO 14040 (2006): Umweltmanagement - Ökobilanz - Grundsätze und Rahmenbedingungen. Deutsche Fassung EN ISO 14040: 2006, Deutsches Institut für Normung (DIN), Berlin.
- DRACHENFELS, O. V. (2011): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der gesetzlich geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen A/4. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Hannover.
- DZIEWIATY, K. & P. BERNARDY (2010): Brutvögel und Energiepflanzen. In: REICH, M. & S. RÜTER (Hrsg.): Energiepflanzenanbau und Naturschutz, Umwelt und Raum Bd. 1, Schriftenreihe Institut für Umweltplanung, Leibniz Universität Hannover, 115-126, Cuvillier Verlag, Göttingen.
- ECKERT, H., G. BREITSCHUH & D. SAUERBECK (1999): Kriterien umweltverträglicher Landbewirtschaftung (KUL) - ein Verfahren zur ökologischen Bewertung von Landwirtschaftsbetrieben. *Agrobiological Research*, 52,(1), S. 57-76.
- EDER, B. & H. SCHULZ (2006): Biogas-Praxis: Grundlagen, Planung, Anlagenbau, Beispiele, Wirtschaftlichkeit. Ökobuch-Verlag, Staufen.
- FISCHER-HÜFTLE, P. (1997): Vielfalt, Eigenart und Schönheit der Landschaft aus der Sicht eines Juristen. *Natur und Landschaft* 72 (5): 239–244.

- FLADE, M., H. PLACHTER, E. HENNE & K. ANDERS (Hrsg.) (2003): Naturschutz in der Agrarlandschaft. Ergebnisse des Schorfheide-Chorin Projektes. Quelle & Meyer Verlag GmbH & Co, Wiebelsheim.
- FNR (FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E.V.) (2013): Leitfaden Biogas – Von der Gewinnung bis zur Nutzung. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (Hrsg.). Stand: 2015-08-05, http://mediathek.fnr.de/media/downloadable/files/samples//e/leitfadenbiogas2013_web_komp.pdf.
- GARVE, E. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 1/04. Stand: 01.03.2004, http://www.nlwkn.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=8584&article_id=39238&_psmand=26.
- GESEMANN, S. & M. W. RODE (2009): Identifizierung strategischer Hemmnisse und Entwicklung von Lösungsansätzen zur Reduzierung der Nutzungskonkurrenzen beim weiteren Ausbau der energetischen Biomassenutzung (Biomassekonkurrenzen) - 1. Zwischenbericht - Teilbericht 2: Bioenergie und Naturschutz, 159-221.
- GLEMNITZ, M., R. PLATEN & C. SAURE (2008): Auswirkungen des Anbaus von Energiepflanzen auf Biodiversität: Bewertungsmethodik und Einfluss des Anbauverfahrens. In: KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT E.V. (KTBL) (Hrsg.): Ökologische und ökonomische Bewertung nachwachsender Energieträger: KTBL-Tagung vom 8. bis 9. September 2008 in Aschaffenburg, S. 136-150, Darmstadt: KTBL (KTBL-Schrift 468).
- GOEDKOOP, M. & R. SPRIENSMA (2001): The Eco-indicator 99. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. Methodology report, nr. 1999/36A, Ministerie van Wolkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (Hrsg.).
- GUINÉE, J.B., L. VAN OERS, A. DE KONING & W. TAMIS (2006): Life cycle approaches for Conservation Agriculture. Final report. – Leiden (Institute of Environmental Sciences (CML), Leiden University): 156 S. von Haaren, C. (2004): Landschaftsplanung. Ulmer, Stuttgart. 527 S.
- HAWES, C., G. R. SQUIRE, P. D. HALLETT, C. A. WATSON & M. YOUNG (2010): Arable plant communities as indicators of farming practice. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 138: 17–26.
- HÖHER, G. C. (2010): Mehr Sachlichkeit in der Diskussion. *LAND & Forst* 25, 48-51.
- HOFMEISTER, H. & E. GARVE (1998): Lebensraum Acker. Parey Buchverlag, Berlin, 322 S.
- JÄGER, E. J., F. MÜLLER, C. RITZ, E. WELK & K. WESCHE (Hrsg.) (2013): Rothmaler – Exkursionsflora von Deutschland, Gefäßpflanzen Atlasband. Springer Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 822 S.
- JEANNERET, P., D. U. BAUMGARTNER, R. F. KNUCHEL & G. GAILLARD (2009): Methode zur Beurteilung der Wirkung landwirtschaftlicher Aktivitäten auf die Biodiversität für Ökobilanzen (SALCA-Biodiversität). Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART.
- JONASON, D., G. K. S. ANDERSSON, E. ÖCKINGER, M. RUNDLÖF, H. G. SMITH & J. BENGTSSON (2011): Assessing the effect of the time since transition to organic farming on plants and butterflies. *Journal of Applied Ecology* 48: 543-550.
- KALTSCHMITT, M., H. HARTMANN & H. HOFBAUER (Hrsg.) (2009): Energie aus Biomasse – Grundlagen, Technik und Verfahren. Springer, Berlin.
- KALTSCHMITT, M. & G. A. REINHARDT (1997): Nachwachsende Energieträger. Grundlagen, Verfahren, ökologische Bilanzierung. Vieweg Verlag, Braunschweig, Wiesbaden, 527 S.
- KOELLNER, T. (2000): Species-pool effect potentials (SPEP) as a yardstick to evaluate land-use impacts on biodiversity. *Journal of Cleaner Production* 8: 293-311.

- KOELLNER, T. & R. W. SCHOLZ (2008): Assessment of land use impacts on the natural environment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13: 32-48.
- KORNECK, D. & H. SUKOPP (1988): Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz. Schriftenreihe für Vegetationskunde 19. Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie (Hrsg.), Bonn-Bad Godesberg.
- KTBL (KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT E.V.) (2015): Feldarbeitsrechner. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) (Hrsg.). Stand: 2016-03-31, <http://daten.ktbl.de/feldarbeit/home.html>.
- LBEG (LANDESAMT FÜR BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE) (2015): Niedersächsisches Bodeninformationssystem NIBIS. Stand: 27.07.2015, <http://nibis.lbeg.de/cardomap3/?TH=BGL500>.
- LE COEUR, D., J. BAUDRY & F. BUREL (1997): Field margins plant assemblages: variation partitioning between local and landscape factors. *Landscape and Urban Planning* 37: 57–71.
- LRP EMSLAND (2001): Landschaftsrahmenplan Landkreis Emsland. Landkreis Emsland, Amt für Naturschutz und Forsten (Hrsg.).
- LRP HILDESHEIM (1993): Landschaftsrahmenplan Landkreis Hildesheim. Landkreis Hildesheim, Amt für Umwelt (Hrsg.).
- LRP STADT HILDESHEIM (2010): Landschaftsrahmenplan Stadt Hildesheim. Stadt Hildesheim, Fachbereich 63, Untere Naturschutzbehörde (Hrsg.).
- LUDWIG, G. & K. SCHNITTLER (1996): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde 28. Landwirtschaftsverlag, Münster.
- MACARTHUR, R. H. & E. O. WILSON (1967): *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton (NJ).
- MAGURRAN, A. E. (2004): *Measuring biological diversity*. Blackwell Science, Malden (Mass.), 256 S.
- MANHOUDT, A. G. E., H. A. DE HAES & G. R. DE SNOO (2005): An indicator of plant species richness of semi-natural habitats and crops on arable farms. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 109: 166–174.
- MATTHIES, S.; SYBERTZ, J.; REICH, M. & VON HAAREN, C. (2016): Firmen fördern Vielfalt. Praxis-taugliche Erfassung, Bewertung und Darstellung der „Naturschutz-Biodiversität“ auf Zulieferbetrieben von Nahrungsmittelunternehmen. Abschlussbericht zum gleichnamigen DBU-Projekt, AZ 31112.
- MAYER, J., F. STRAUB & J. HETZLER (2009): Wirkung des Ackerrandstreifen-Managements auf Feldvogelarten in Heilbronn. *Ornithol. Jh. Bad.-Württ.* 25: 107–128.
- ML & MU (NDS. MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, VERBRAUCHERSCHUTZ UND LANDESENTWICKLUNG & NDS. MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE UND KLIMASCHUTZ) (Hrsg.) (2012): *Biogas in Niedersachsen. Entwicklung, Stand und Perspektiven*.
- NEMECEK, T., O. HUGUENIN-ELIE, D. DUBOIS & G. GAILLARD (2005): *Ökobilanzierung von Anbausystemen im schweizerischen Acker- und Futterbau*. Schriftenreihe der FAL 58, Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich.
- NETSCI (NETWORK FOR SYSTEM COMPETENCE AND INNOVATION) (2015): *Trinationales Projekt „Regionale wertschöpfungsketten im Kontext von Biodiversität und Ökosystemleistungen – am Beispiel einer tschechisch-polnisch-sächsischen Kooperation“*. Stand: 30.11.2015, <http://www.netsci.de/regionale-wertschoepfungsketten-im-kontext-von-oekosystemleistungen-und-biodiversitaet/>.

- NOHL, W. (2001): Ästhetische und rekreative Belange in der Landschaftsplanung. Teil 2: Entwicklung einer Methode zur Abgrenzung von ästhetischen Erlebnisbereichen in der Landschaft und zur Ermittlung zugehöriger landschaftsästhetischer Erlebniswerte. Hrsg. MUNLV NRW.
- NORTON L., P. JOHNSON, A. JOYS, R. STUART, D. CHAMBERLAIN, R. FEBER, L. FIRBANK, W. MANLEY, M. WOLFE, B. HART, et al. (2009): Consequences of organic and non-organic farming practices for field, farm and landscape complexity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 129: 221–227.
- OTTE, A. (1990): Die Entwicklung von Ackerwildkraut-Gesellschaften auf Böden mit guter Ertragsfähigkeit nach dem Aussetzen von Unkrautregulierungsmaßnahmen. *Phytocoenologie* 19 (1): 43–92.
- PFADENHAUER, J., H. ALBRECHT, G. ANDERLIK-WESINGER, A. MATTHEIS & F. MAYER (1998): Kontrolle und Analyse der Vegetationsentwicklung bei veränderter Nutzung. In: LÜTZOW, M. v. (Hrsg.) (1998): Erfassung, Prognose und Bewertung nutzungsbedingter Veränderungen in Agrarökosystemen und deren Umwelt. Forschungsverbund Agrarökosysteme München (FAM), Jahresbericht 1997. – Neuherberg (GSF – Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit): 316 S.
- REICH, M. & S. RÜTER (Hrsg.) (2010): Energiepflanzenanbau und Naturschutz, Umwelt und Raum Bd. 1, Schriftenreihe Institut für Umweltplanung, Leibniz Universität Hannover, Cuvillier Verlag, Göttingen.
- REICH, M. & S. RÜTER (2010): Vorwort. In: REICH, M. & S. RÜTER (Hrsg.): Energiepflanzenanbau und Naturschutz, Umwelt und Raum Bd. 1, Schriftenreihe Institut für Umweltplanung, Leibniz Universität Hannover, 5-6, Cuvillier Verlag, Göttingen.
- REICH, M. & S. RÜTER (Hrsg.) (2011): Auswirkungen des großflächigen Anbaus von Energiepflanzen auf die Tierwelt der Agrarlandschaft, Umwelt und Raum Bd. 2, Schriftenreihe Institut für Umweltplanung, Leibniz Universität Hannover, Cuvillier Verlag, Göttingen, 244 S.
- REICH, M., S. RÜTER & J. E. TILLMANN (2011): Auswirkungen des großflächigen Anbaus von Energiepflanzen auf die Tierwelt der Agrarlandschaft – Ergebnisse des Forschungsvorhabens SUNREG III. In: REICH, M. & S. RÜTER (Hrsg.): Auswirkungen des großflächigen Anbaus von Energiepflanzen auf die Tierwelt der Agrarlandschaft, Umwelt und Raum Bd. 2, Schriftenreihe Institut für Umweltplanung, Leibniz Universität Hannover, 5-18, Cuvillier Verlag, Göttingen.
- REINHARDT, G. A. & S. KÖPPEN (2008): Ökobilanzen zu Bioenergiesystemen: Vorgehen, Beispiele, Aussagekraft. In: KTBL (Hrsg.): Ökologische und ökonomische Bewertung nachwachsender Energieträger, 78-89, KTBL, Darmstadt.
- RODE, M. W., N. BUHR, H. KANNING, S. KNISPEL, K. STEINKRAUS, J. WIEHE & U. WOLF (2010): Natur- und raumverträgliche Entwicklung des Biomasseanbaus. In: REICH, M. & S. RÜTER (Hrsg.): Energiepflanzenanbau und Naturschutz, Umwelt und Raum Bd. 3, Schriftenreihe Institut für Umweltplanung, Leibniz Universität Hannover, 35-42, Cuvillier Verlag, Göttingen.
- RODE, M. & H. KANNING (Hrsg.): Ökologische Optimierung der Produktion und energetischen Nutzung von Biomasse - Natur- und raumverträglicher Ausbau energetischer Biomassepfade (SUNREG II), ibidem-Verlag, Stuttgart.

- RÖSEMANN, C., H.-D. HAENEL, U. DÄMMGEN, A. FREIBAUER, S. WULF, B. EURICH-MENDEN, H. DÖHLER, C. SCHREINER, B. BAUER, & B. OSTERBURG (2015): Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2013. Report zu Methoden und Daten (RMD) Berichterstattung 2015. Thünen Report (27). Johann Heinrich von Thünen-Institut (Hrsg.), Braunschweig, 406 S.
- ROSENZWEIG, M. L. (2003): Reconciliation ecology and the future of species diversity. *Oryx* 37 (02). DOI: 10.1017/S0030605303000371.
- ROßBERG, D., V. MICHE, R. GRAF & R. NEUKAMPF (2007): Definition von Boden-Klima-Räumen für die Bundesrepublik Deutschland. *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes* 59 (7): 155–161.
- SCHAARSCHMIDT, F. (2013): Mündliche Auskunft vom 19.02.2013.
- SCHADER, C., T. DRAPELA, T. MARKUT, M. S. MEIER, T. LINDENTHAL, S. HÖRTENHUBER & L. PFIFFNER (2014): Farm- and product-level biodiversity assessment of conventional and organic dairy production in Austria. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management* 10 (1): 20–39.
- SCHEFFER, F. & P. SCHACHTSCHABEL (2002): *Lehrbuch der Bodenkunde*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 181 S.
- SCHINDLER, M. & W. SCHUMACHER (2007): Auswirkungen des Anbaus vielfältiger Fruchtfolgen auf wirbellose Tiere in der Agrarlandschaft (Literaturstudie). Stand: 2009-01-23, <http://www.usl.uni-bonn.de/pdf/Forschungsbericht%20147.pdf>.
- SCHMEHL, M., M. HESSE & J. GELDERMANN (2012): Ökobilanzielle Bewertung von Biogasanlagen unter Berücksichtigung der niedersächsischen Verhältnisse. Research Paper Nr. 11, Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät, Georg-August-Universität Göttingen (Hrsg.).
- SCHMIDT, M. & A. SCHORB (1995): *Stoffstromanalysen in Ökobilanzen und Öko-Audits*. Springer, Berlin, 289 S.
- SCHOLLES, F. (2008): Prognosemethoden: Szenariotechnik. In: SCHOLLES, F. & D. FÜRST (Hrsg.): *Handbuch Theorien und Methoden der Raum- und Umweltplanung*. 380–393, Rohn, Dortmund.
- SCHOLLES, F. & D. FÜRST (Hrsg.) (2008): *Handbuch Theorien und Methoden der Raum- und Umweltplanung*. Rohn, Dortmund, 656 S.
- SCHÜPBACH, B., X. JUNGE, R. BRIEGEL, P. LINDEMANN-MATTHIES & T. WALTER (2009): Ästhetische Bewertung landwirtschaftlicher Kulturen durch die Bevölkerung. ART-Schriftenreihe Nr. 10. Forschungsanstalt Agroscope Reckenhausen-Tänikon, Ettenhausen.
- SMEETS, E. & R. WETERINGS (1999): *Environmental indicators: typology and overview*. Technical Report No 25. European Environment Agency (Hrsg.): Kopenhagen.
- SOUZA, D. M., R. F. M. TEIXEIRA & O. P. OSTERMANN (2015): Assessing the biodiversity loss due to land use with Life Cycle Assessment: are we there yet? *Global change biology* 21: 32–47.
- THE JUMP PILOT PROJECT (2008): *OpenJUMP GIS – the free, java-based open source GIS*. Available from www.openjump.org, Stand: 03.11.2015.
- THRÄN, D., M. EDEL, J. PFEIFER, J. PONITKA, S. KNISPEL & M. RODE (2011): Identifizierung strategischer Hemmnisse und Entwicklung von Lösungsansätzen zur Reduzierung der Nutzungskonkurrenzen beim weiteren Ausbau der Biomassenutzung. DBFZ Report Nr. 4, Deutsches BiomasseForschungsZentrum (Hrsg.), Leipzig.
- UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2014): *Erneuerbare Energien in Zahlen*. Stand: 27.07.2015, <http://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/erneuerbare-energien/erneuerbare-energien-in-zahlen>.

- URBAN, B., C. VON HAAREN, H. KANNING, J. KRAHL & A. MUNACK (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 Bd. 4, Schriftenreihe Institut für Umweltplanung, Leibniz Universität Hannover, 1-210, Cuvillier Verlag, Göttingen.
- VAN ELSSEN, T. (1989): Ackerwildkraut-Gesellschaften herbizidfreier Ackerränder und des herbizidbehandelten Bestandesinnern im Vergleich. *Tuexenia* 9: 75-105.
- VON HAAREN, C., B. BREDEMEIER, B. URBAN, B. OEHEN, M. REICH, S. RÜTER, U. HEINK & T. MEISE (in Vorb.): Abschätzung der Auswirkungen unterschiedlicher landwirtschaftlicher Anbauverfahren auf die Natur. Abschlussbericht zum gleichnamigen F+E-Vorhaben (FKZ 3510 89 0300), gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz.
- VON HAAREN, C., K. HÜLSBERGEN & R. HACHMANN (Hrsg.) (2008): Naturschutz im landwirtschaftlichen Betriebsmanagement – EDV-Systeme zur Unterstützung der Erfassung, Bewertung und Konzeption von Naturschutzleistungen landwirtschaftlicher Betriebe. *Ibidem*, Stuttgart. 268 S.
- VON HAAREN, C. (2004): Planungstheoretische Grundlagen. Regeln und Anforderungen bei Erfassung, Bewertung und Prognose. In: VON HAAREN, C. (Hrsg.) (2004): *Landschaftsplanung*, 85-101, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- WEIBULL, A.-C., Ö. ÖSTMAN & Å. GRANQVIST (2003): species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. *Biodiversity and Conservation* 12: 1335–1355.
- WIEHE, J., M. RODE & H. KANNING (2010): Raumanalyse I - Auswirkungen auf Natur und Landschaft. In: RODE, M. & H. KANNING (Hrsg.): *Ökologische Optimierung der Produktion und energetischen Nutzung von Biomasse - Natur- und raumverträglicher Ausbau energetischer Biomassepfade (SUNREG II)*, 21-90, *ibidem*-Verlag, Stuttgart.
- WÖBSE, H. H. (2002): *Landschaftsästhetik. Über das Wesen, die Bedeutung und den Umgang mit landschaftlicher Schönheit*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

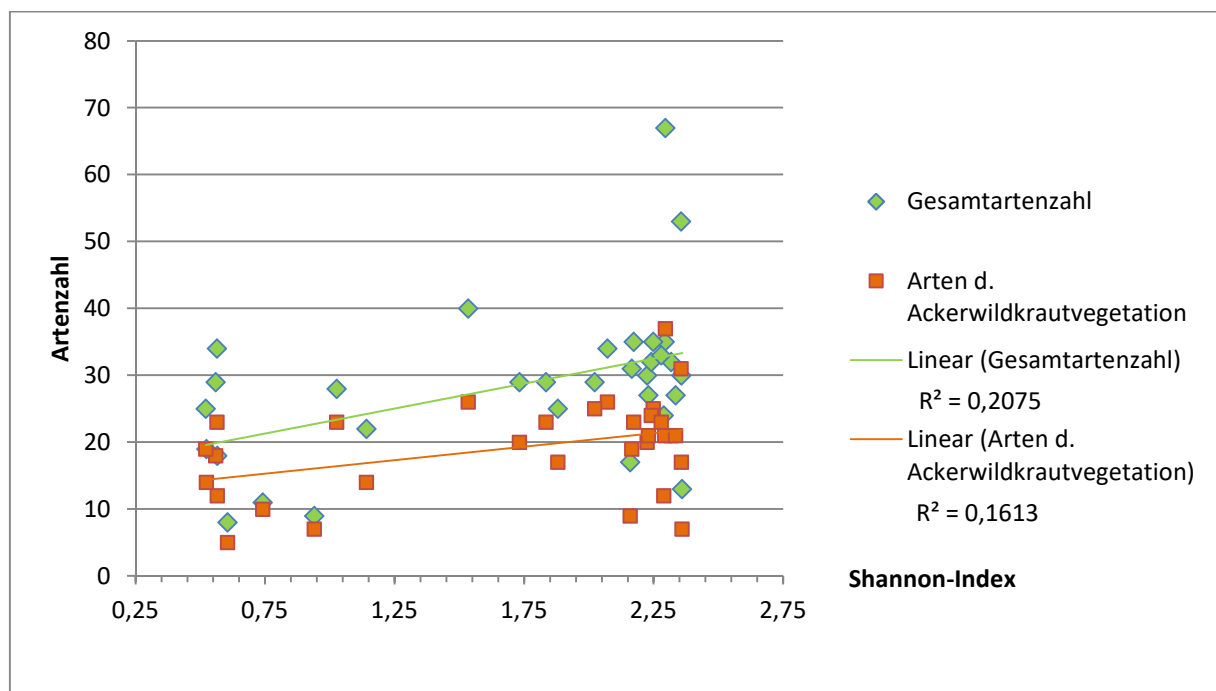
Anhang

BGA 1

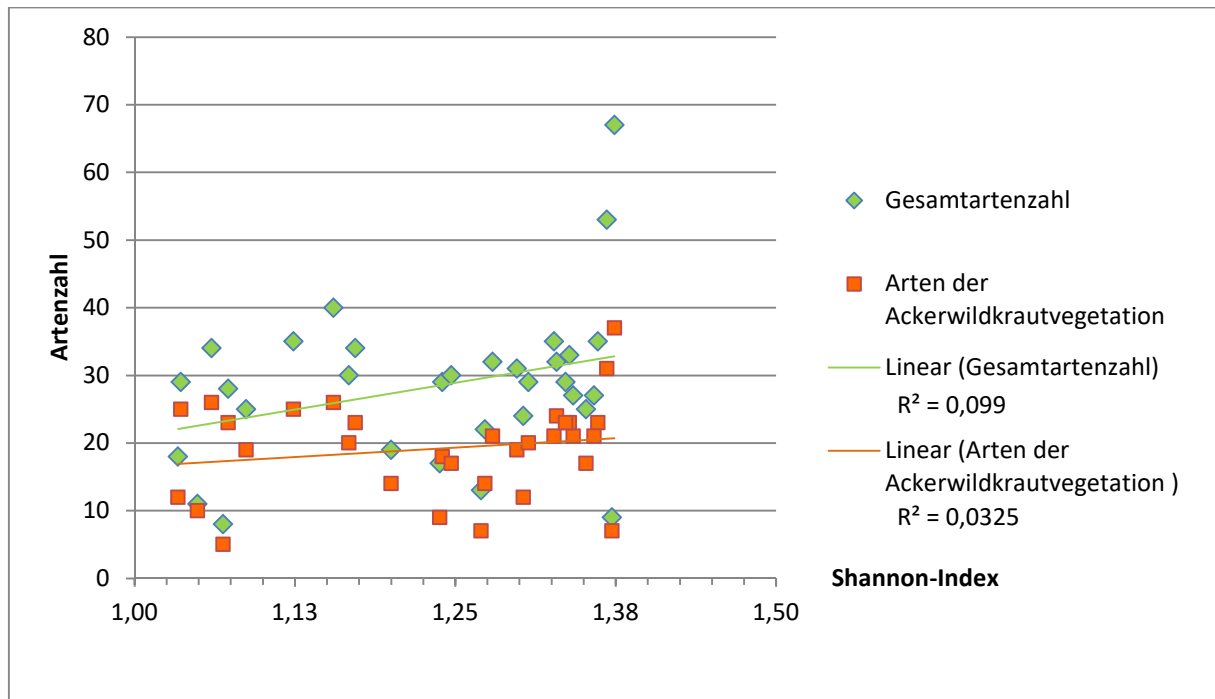
Landschaftsheterogenität

Der Shannon-Index zur Beschreibung der Vielfalt nicht technischer Biotoptypen im 1 km-Radius um die kartierten Schläge variierte zwischen 0,522 und 2,360, im Durchschnitt betrug er 1,706. Im Vergleich mit den von BELFRAGE et al. (2015) ermittelten Werten für den Shannon-Index in unterschiedlich strukturierten Landschaften (s. Kap. 3.2.3, Tab. 5), war die Vielfalt der nicht technischen Biotoptypen hier als überdurchschnittlich einzustufen. Zudem zeigte sich ein schwacher Zusammenhang des Shannon-Indexes mit den vorgefundenen Artenzahlen (s. A1).

Der Shannon-Index zur Beschreibung der Fruchtartenvielfalt im 1 km-Radius um die kartierten Schläge lag im Bereich von 1,034 bis 1,374, im Durchschnitt betrug er 1,236. In Anlehnung an ECKERT et al. (1999) verfügten damit alle Schläge in ihrem Umkreis lediglich über eine sehr geringe Fruchtartenvielfalt (s. Kap. 3.2.3, Tab. 6). Ein Zusammenhang zwischen diesem Shannon-Index und der Artenzahl ist jedoch nicht ersichtlich ($R^2 < 0,2$; s. A2).



A1: Zusammenhang von Gesamtartenzahl bzw. Anzahl der Ackerwildkrautarten mit dem Shannon-Index zur Beschreibung der Vielfalt nicht technischer Biotoptypen im Untersuchungsgebiet BGA 1



A2: Zusammenhang von Gesamtartenzahl bzw. Anzahl der Ackerwildkrautarten mit dem Shannon-Index zur Beschreibung der Fruchtartenvielfalt im Untersuchungsgebiet BGA 1

Bewirtschaftungsdaten

Die typische Fruchtfolge im Untersuchungsgebiet BGA 1 bestand aus Mais, Zuckerrübe und Winterweizen mit Senf als anschließender Zwischenfrucht.

Mais wurde mit einer durchschnittlichen Düngemittelgabe von 232 kg N/ha angebaut. Die Düngung erfolgte überwiegend mit Wirtschaftsdünger (Gärrest der BGA) und zum Teil mit Mineraldünger. Auf einem Schlag wurden alle abgefragten PSM-Stoffgruppen (Herbizide, Insektizide, Fungizide) eingesetzt, auf allen anderen Schlägen kamen lediglich Herbizide zum Einsatz. Die Häufigkeit des PSM-Einsatzes lag durchschnittlich bei 1,1 Gaben, davon im Durchschnitt 1,1 Gaben Herbizide. Das System der Bodenbearbeitung war vielfältig. Mais wurde sowohl konventionell als auch pfluglos konservierend und mit dem Mulchverfahren angebaut. Der Zeitpunkt der Grundbodenbearbeitung (Herbstfurche, Frühjahrsfurche, Grubbereinsatz) und das Aussaatverfahren (Drillsaat, Mulchsaat) variierten entsprechend. Es erfolgten durchschnittlich 9 Arbeitsgänge, der Reihenabstand lag überwiegend bei 45 cm. Der durchschnittliche Ertrag der betrachteten Maisschläge lag bei 58,4 t FM/ha.

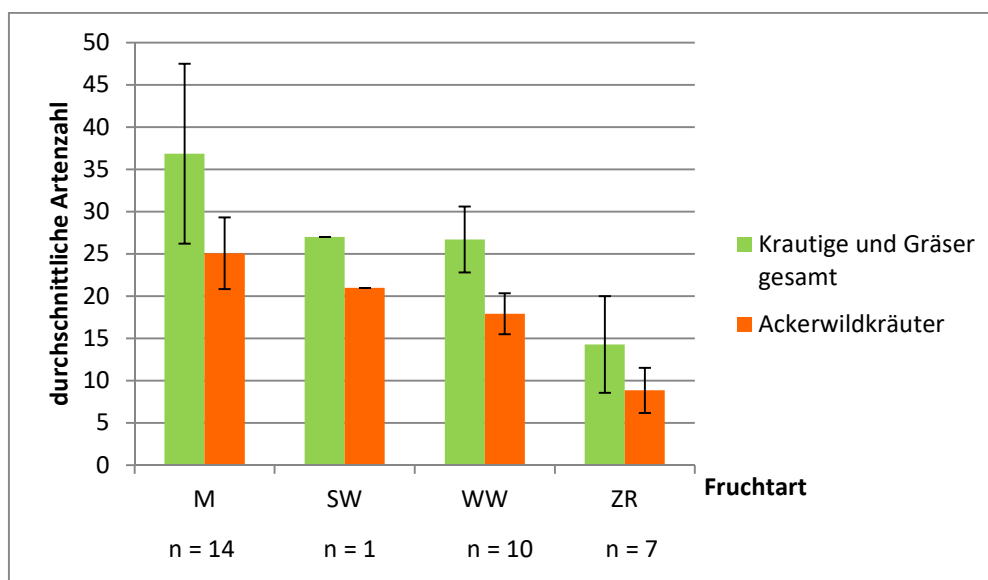
Zuckerrüben wurden im Untersuchungsgebiet BGA 1 mit einer durchschnittlichen Düngemittelgabe von 199 kg N/ha angebaut. Die Düngung erfolgte überwiegend mit Wirtschaftsdünger (Gärrest der BGA), lediglich auf einem Schlag wurden maßgeblich Mineraldünger eingesetzt. Auf allen Schlägen kamen Herbizide zum Einsatz, in den meisten Fällen auch Fungizide. Die Häufigkeit des PSM-Einsatzes lag durchschnittlich bei 3,8 Gaben, davon im Durchschnitt 3,0 Gaben Herbizide. Die Bodenbearbeitung war überwiegend konventionell, die Grundbodenbearbeitung erfolgte mehrheitlich im Frühjahr. Das Aussaatverfahren beschränkte sich auf die Drillsaat mit einem Reihenabstand von 45 cm. Es erfolgten durchschnittlich 10 Arbeitsgänge. Der durchschnittliche Ertrag der betrachteten Zuckerrübenschläge lag bei 69 t FM/ha.

Winterweizen wurde mit einer durchschnittlichen Düngemenge von 224 kg N/ha angebaut. Die Düngung erfolgte fast ausschließlich mit Mineraldünger. Auf einem Großteil der Schläge kamen alle abgefragten PSM-Stoffgruppen (Herbizide, Insektizide, Fungizide) zum Einsatz. Die Häufigkeit des PSM-Einsatzes lag durchschnittlich bei 4,7 Gaben, davon im Durchschnitt 2,1 Gaben Herbizide. Die Bodenbearbeitung war überwiegend konventionell, die Grundbodenbearbeitung erfolgte ausschließlich im Herbst. Das Aussaatverfahren beschränkte sich auf die für Getreide typische Drillsaat mit einem Reihenabstand von 13 cm. Insgesamt wurden durchschnittlich 10 Arbeitsgänge pro Schlag durchgeführt. Der durchschnittliche Ertrag der betrachteten Winterweizenschläge lag bei 9,7 t FM/ha.

Ackerwildkrautflora

Im Untersuchungsgebiet BGA 1 wurden insgesamt 32 Ackerschläge mit einer durchschnittlichen Flächengröße von 5,1 ha kartiert, von denen 21 (14 Mais, 7 Zuckerrübe) direkt für den Betrieb der Biogasanlage bestellt wurden. Auf den verbleibenden Schlägen wurden Winterweizen (10) und Sommerweizen (1) angebaut. Auf den Flächen wurden insgesamt 142 Arten aufgenommen, darunter 119 Krautige, 17 Gräser und 6 Gehölze.

Die höchste durchschnittliche Artenzahl (ohne Gehölze) wurde auf den mit Mais bestandenen Äckern gefunden ($34 \pm 13,5$ Arten), gefolgt von 30 Arten in Sommerweizen, $27,9 \pm 3,8$ Arten in Zuckerrübe und $20,9 \pm 9,3$ Arten in Winterweizen (s. A3). Auch die durchschnittliche Anzahl der Ackerwildkräuter war auf den Maisflächen am höchsten ($22,3 \pm 6,9$ Arten), gefolgt von $18,9 \pm 2,3$ Arten in Zuckerrübe, 17 Arten in Sommerweizen und $15,2 \pm 7,8$ Arten in Winterweizen. Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass die Ergebnisse im Falle von Sommerweizen aufgrund des geringen Stichprobenumfangs nicht reliabel sind.



A3: Durchschnittliche Gesamtartenzahlen und Artenzahlen der Ackerwildkrautflora im Bereich von BGA 1 (M = Mais, SW = Sommerweizen, WW = Winterweizen, ZR = Zuckerrübe; n = Stichprobenumfang)

Im Untersuchungsgebiet konnten insgesamt 11 Arten der niedersächsischen Roten Liste für die Region Hügel- und Bergland aus den Gefährdungskategorien 3 und G nachgewiesen werden (s. A4). Die durchschnittliche Anzahl gefährdeter Arten in Mais betrug 1,1. Auf den Zuckerrübenflächen bzw. Winterweizenflächen konnten im Durchschnitt 0,4 bzw. 0,2 gefährdete Arten festgestellt werden. Die durchschnittliche Anzahl der gefährdeten Ackerwildkräuter ist entsprechend geringer (Mais 0,7, Winterweizen 0,2, Zuckerrübe 0,1).

A4: Gefährdete Arten im Untersuchungsgebiet BGA 1 (RL-Kategorien: 3 = gefährdet, G = Gefährdung anzunehmen)

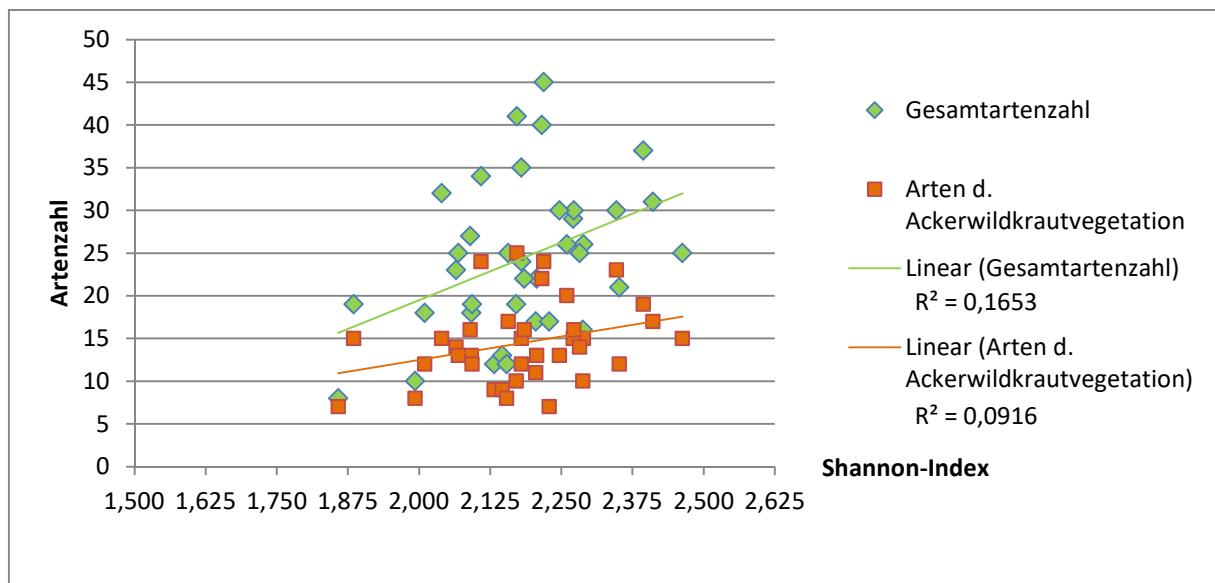
Wiss. Name (nach Jäger et al. 2013)	Dt. Name (nach Jäger et al. 2013)	RL-Kategorie (Garve 2004, Nds. Hügel- und Berg- land)	Anzahl der Schläge, auf denen die Art im Be- zugsjahr 2013 vorkam
<i>Amaranthus blitum</i>	Aufsteigender Amarant	3 (nur <i>ssp. blitum</i>)	1
<i>Anthemis arvensis</i>	Acker-Hundskamille	3	2
<i>Bromus arvensis</i>	Acker-Trespe	3	2
<i>Centaurea cyanus</i>	Gewöhnliche Kornblume	3	1
<i>Fumaria vaillantii</i>	Vaillant-Erdrauch	3 (nur <i>ssp. vaillantii</i>)	1
<i>Hyoscyamus niger</i>	Schwarzes Bilsenkraut	3	1
<i>Lepidium coronopus</i> (<i>Coronopus squamatus</i>)	Gewöhnlicher Krähenfuß	3	2
<i>Papaver dubium</i>	Saat-Mohn	G (nur <i>ssp. lecoqii</i>)	2
<i>Plantago major</i>	Breit-Wegerich	G (nur <i>ssp. winteri</i>)	4
<i>Sherardia arvensis</i>	Ackerröte	3	1
<i>Veronica opaca</i>	Glanzloser Ehrenpreis	3	3

BGA 2

Landschaftsheterogenität

Der Shannon-Index zur Beschreibung der Fruchtartenvielfalt im 1 km-Radius um die kartierten Schläge betrug durchschnittlich 2,182 (Minimum 1,858, Maximum 2,463). Entsprechend der Bewertungsregel in Anlehnung an ECKERT et al. (1999) verfügte die überwiegende Anzahl der Schläge in ihrem Umkreis mindestens über eine hohe Fruchtartenvielfalt (s. Kap. 3.2.3, Tab. 5). Ein Zusammenhang zwischen dem Shannon-Index und der Artenzahl ist jedoch nicht ersichtlich ($R^2 < 0,2$; s. A5).

Der Shannon-Index zur Beschreibung der Vielfalt nicht technischer Biotoptypen konnte auf Grund von fehlenden Grundlegendaten nicht ermittelt werden.



A5: Zusammenhang von Gesamtartenzahl bzw. Anzahl der Ackerwildkrautarten mit dem Shannon-Index zur Beschreibung der Fruchtartenvielfalt im Untersuchungsgebiet BGA 2

Bewirtschaftungsdaten

Die typische Fruchtfolge im Untersuchungsgebiet BGA 2 bestand aus Wintergetreide, Kartoffel, Mais (häufig gefolgt von Mais).

Mais wurde mit einer durchschnittlichen Düngemittelgabe von 248 kg N/ha angebaut. Die Düngung erfolgte überwiegend mit Wirtschaftsdünger (Gärrest der BGA). Für den Pflanzenschutz wurden ausschließlich Herbizide mit durchschnittlich 1,0 Gaben eingesetzt. Die Bodenbearbeitung wurde mit Hacken und Spatenmaschine, die Grundbodenbearbeitung im Frühjahr durchgeführt. Die Aussaat erfolgte als Drillsaat mit einem Reihenabstand von 75 cm. Im Durchschnitt fanden 8 Arbeitsgänge statt. Der durchschnittliche Ertrag der Maisschläge lag bei 51,1 t FM/ha.

Zuckerrüben wurden mit einer durchschnittlichen Düngemittelgabe von 229 kg N/ha angebaut. Die Düngung wurde überwiegend mit Wirtschaftsdünger (Gärrest der BGA) durchgeführt. Auf allen Schlägen kamen Herbizide und Fungizide zum Einsatz. Die Häufigkeit des PSM-Einsatzes lag durchschnittlich bei 6 Gaben, davon im Durchschnitt 6 Gaben Herbizide. Die Bodenbearbeitung erfolgte mit der Spatenmaschine. Die Grundbodenbearbeitung fand ausschließlich im Früh-

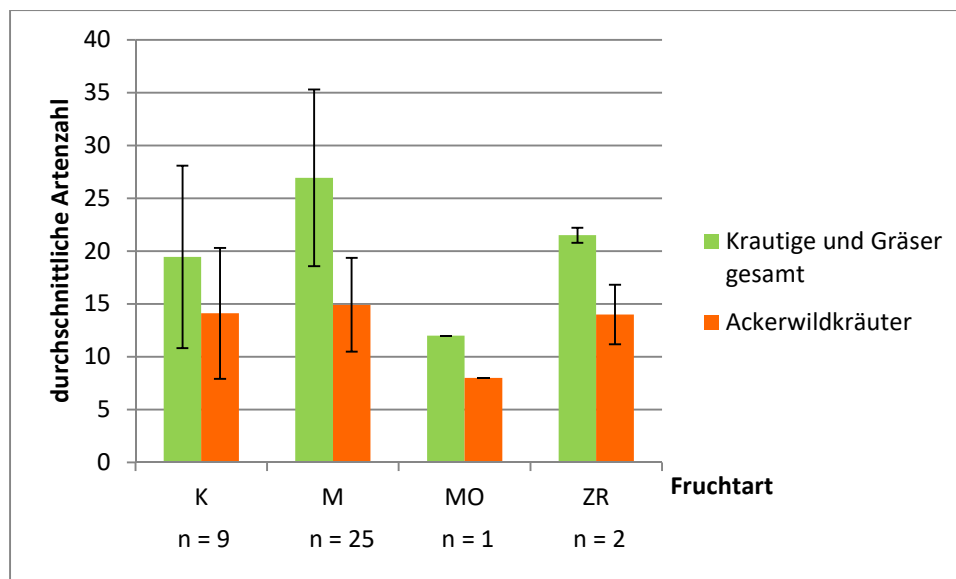
jahr statt. Die Aussaat wurde als Mulchsaat mit einem Reihenabstand von 50 cm durchgeführt. Die durchschnittliche Anzahl der Arbeitsgänge betrug 9, der durchschnittliche Ertrag der betrachteten Zuckerrübenschläge lag bei 95 t FM/ha.

Bewirtschaftungsdaten für den Anbau von Kartoffeln und Möhre lagen bis zum Ende der Projektlaufzeit nicht vor.

Ackerwildkrautflora

Im Untersuchungsgebiet BGA 2 wurden insgesamt 37 Ackerschläge mit einer durchschnittlichen Flächengröße von 4,8 ha kartiert, von denen 27 (25 Mais, 2 Zuckerrübe) direkt für den Betrieb der Biogasanlage bestellt wurden. Auf den verbleibenden Schlägen wurden Kartoffeln (9) und Möhren (1) angebaut. Auf den Flächen wurden insgesamt 123 Arten aufgenommen, darunter 87 Krautige, 24 Gräser und 12 Gehölze.

Die höchste durchschnittliche Artenzahl (ohne Gehölze) wurde auf den mit Mais bestandenen Äckern gefunden ($26,9 \pm 8,4$ Arten), gefolgt von $21,5 \pm 0,7$ Arten in Zuckerrübe, $19,4 \pm 8,6$ Arten in Kartoffel und 12,0 Arten in Möhre (s. A6). Auch die durchschnittliche Anzahl der Ackerwildkräuter war auf den Maisflächen am höchsten ($14,9 \pm 4,4$ Arten), gefolgt von $14,1 \pm 6,2$ Arten in Kartoffel, $14,0 \pm 2,8$ Arten in Zuckerrübe und 8,0 Arten in Möhre. Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass die Ergebnisse im Falle der Möhre aufgrund des geringen Stichprobenumfangs nicht reliabel sind.



A6: Durchschnittliche Gesamtartenzahlen und Artenzahlen der Ackerwildkrautflora im Bereich von BGA 2 (K = Kartoffel, M = Mais, MO = Möhre, ZR = Zuckerrübe; n = Stichprobenumfang)

Im Untersuchungsgebiet konnten insgesamt 4 Arten der niedersächsischen Roten Liste für die Region Tiefland nachgewiesen werden (s. A7). Die durchschnittliche Anzahl gefährdeter Arten in Kartoffel betrug 0,6. Auf den Zuckerrübenflächen bzw. Maisflächen konnten im Durchschnitt 0,5 gefährdete Arten festgestellt werden. Auf der kartierten Möhrenfläche wurde eine gefährdete Art gefunden. Die durchschnittliche Anzahl der gefährdeten Ackerwildkräuter ist entsprechend geringer (Kartoffel 0,1, Mais 0, Zuckerrübe 0, Möhre 1,0).

A7: Gefährdete Arten im Untersuchungsgebiet BGA 2 (RL-Kategorien: 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, G = Gefährdung anzunehmen)

Wiss. Name (nach Jäger et al. 2013)	Dt. Name (nach Jäger et al. 2013)	RL-Kategorie (Garve 2004, Nds. Tiefland)	Anzahl der Schläge, auf denen die Art im Bezugs- jahr 2013 vorkam
<i>Equisetum pratense</i>	Wiesen-Schachtelhalm	2	7
<i>Plantago major</i>	Breit-Wegerich	G (nur <i>ssp. winteri</i>)	11
<i>Raphanus raphanistrum</i>	Acker-Rettich	3	1
<i>Veronica opaca</i>	Glanzloser Ehrenpreis	1	1

Umwelt und Raum

Schriftenreihe Institut für Umweltplanung

Leibniz Universität Hannover

Bislang in der Schriftenreihe erschienen:

- Band 1: Reich, M. & S. Rüter (Hrsg.)
Energiepflanzenanbau und Naturschutz
Cuvillier, 2010, 165 Seiten
ISBN 978-3-86955-473-0
- Band 2: Reich, M. & S. Rüter (Hrsg.)
Auswirkungen des großflächigen Anbaus von Energiepflanzen auf die Tierwelt der Agrarlandschaft
Cuvillier, 2011, 244 Seiten
ISBN 978-3-86955-606-2
- Band 3: Urban, B., C. v. Haaren, H. Kanning, J. Krahl & A. Munack
Methode zur Bewertung der Biodiversität in Ökobilanzen am Beispiel biogener Kraftstoffe
Cuvillier, 2011, 210 Seiten
ISBN 978-3-86955-697-0
- Band 4: Brinkmann, R., O. Behr, I. Niermann & M. Reich (Hrsg.)
Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen
Cuvillier, 2011, 457 Seiten
ISBN 978-3-86955-753-3
- Band 5: Stowasser, A.
Potenziale und Optimierungsmöglichkeiten bei der Auswahl und Anwendung ingenieurbiologischer Bauweisen im Wasserbau
Cuvillier, 2011, 404 Seiten
ISBN 978-3-86955-795-3
- Band 6: Werpup, A.
Biotoptypenbasierte Gehölzansaatn – Eine Begrünungsmethode zur ingenieurbiologischen Sicherung von oberbodenlosen Verkehrswegeböschungen
Cuvillier, 2013, 253 Seiten
ISBN 978-3-95404-409-2

Band 7: Behr, O., R. Brinkmann, F. Korner-Nievergelt, M. Nagy, I. Niermann,
M. Reich & R. Simon (Hrsg.)

**Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-
Windenergieanlagen (RENEBAT II)**

2016, 369 Seiten

DOI: <http://dx.doi.org/10.15488/263>

Vor dem Hintergrund zunehmender Nutzungskonflikte muss sich die zukünftige Entwicklung der energetischen Nutzung von Biomasse an ökologischen Grenzen und vor allem auch am Zustand der Schutzgüter orientieren. Die ökologischen Auswirkungen der Bioenergie werden zunehmend mit Hilfe der Ökobilanzierung als Instrument zur umfassenden Umweltwirkungsabschätzung ermittelt und kommuniziert. Insbesondere im Hinblick auf die Bewertung potenzieller Auswirkungen auf das Schutzgut Biodiversität weist die räumlich unspezifische Ökobilanz jedoch Wissens- und Methodendefizite auf. In der vorliegenden Publikation werden die Ergebnisse des Forschungsvorhabens „Ökobilanzierung von Biogasanlagen an niedersächsischen Standorten II – Integration der Wirkungskategorien Biodiversität und Landschaftsbild“ vorgestellt. Im Fokus des Vorhabens stand die (Weiter-) Entwicklung eines Ansatzes zur Integration von Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus auf die Biodiversität und das Landschaftsbild in die Ökobilanz am Beispiel der Biogas-erzeugung. Hierzu wurden Kriterien und Indikatoren für die Bewertung von Nutzungseinflüssen und Wirkungen des Energiepflanzenanbaus auf beide Schutzgüter zusammengestellt und eine Bewertungsmethode in die Software MANUELA implementiert. Darauf aufbauend erfolgte eine Integration in die Ökobilanzierung von Biogasanlagen anhand von Fallstudien aus Niedersachsen. Die mit der Methode erzielten Bewertungsergebnisse können als Grundlage für Optimierungen im Betriebsmanagement landwirtschaftlicher Betriebe herangezogen werden.