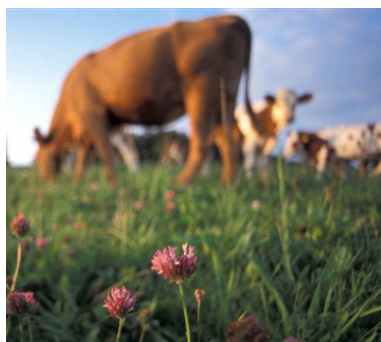




Schlussbericht

Entwicklung einer Wirkungsabschätzungsmethode für Biodiversität



Dr. Matthias Meier
Franziska Siegrist
Dr. Thomas Drapela
Helen Pluschke
Dr. Lukas Pfiffner
Dr. Matthias Stolze

Dezember 2015

EXCELLENCE FOR SUSTAINABILITY

Das FiBL hat Standorte in der Schweiz, Deutschland und Österreich
FiBL offices located in Switzerland, Germany and Austria
FiBL est basé en Suisse, Allemagne et Autriche

FiBL Schweiz / Suisse
Ackerstrasse 113, Postf. 219
5070 Frick, Schweiz
Tel. +41 (0)62 865 72 72
info.suisse@fibl.org, www.fibl.org

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	7
1.1	Zusammenhänge zwischen Biodiversität und Landwirtschaft	8
1.2	Biodiversitätsbewertung in Ökobilanzen – bestehende Ansätze	10
1.3	Herausforderungen und notwendige methodische Weiterentwicklungen	12
1.4	Ziel und Fragestellung Projekt	15
2	Methodenkonzept	17
2.1	Schutzziel und integrierte Biodiversitätsaspekte	17
2.2	Modellgrundlagen	17
2.3	Auswahl der Ursache-Wirkungsbeziehungen	19
2.4	Formeln zur Berechnung der Charakterisierungsfaktoren	22
2.5	Aggregierter Artenverlustindex, bio-geographische Differenzierung und Produktebezug	27
2.5.1	Aggregierter Artenverlustindex	27
2.5.2	Bio-geographische Differenzierung	28
2.5.3	Produktbezug	29
2.6	Operationalisierung des Methodenkonzepts	30
2.6.1	Validierung des angewendeten Berechnungsverfahrens für den Flächenanteil halb-natürlicher Habitatstrukturen	30
2.6.2	Digitalisierung eines Landschaftsquadrates basierend auf Google Earth Satellitenbildern	33
2.7	Datenbedarf zur Erstellung des Inventars eines landwirtschaftlichen Produktes	36
3	Fallstudien	39
3.1	Resultate Brot	39
3.2	Resultate Milch	43
3.3	Resultate Rindfleisch	46
3.4	Resultate Früchte und Gemüse	49
4	Diskussion	58
4.1	Plausibilität der Ergebnisse	59
4.1.1	Plausibilität der Ergebnisse in Bezug auf Landnutzungsintensität	59
4.1.2	Plausibilität der Ergebnisse in Bezug auf Landschaftsstruktur	61
4.2	Zielkonflikt Nahrungsmittelproduktion und Biodiversitätsschutz	63
4.3	Anwendungsmöglichkeiten	65
4.4	Weiterentwicklungspotenzial	66
4.4.1	Bio-geographische Differenzierung	66
4.4.2	Gewichtung Artengruppen	66
4.4.3	Integration weiterer Artengruppen und funktionaler Aspekte	67
4.4.4	Automatische Erfassung der Landschaftsstrukturparameter	68
4.4.5	Datenbank mit Landschaftshintergrunddaten	68
4.4.6	Integration weiterer Landnutzungsformen	68
5	Schlussfolgerungen	70
6	Literaturverzeichnis	73
7	Anhang	77

Zusammenfassung

Zum einen können Kulturlandschaften aufgrund ihrer Habitatvielfalt eine hohe Biodiversität beherbergen. In Europa sind beispielsweise 50% der wilden Arten auf Habitate im Kulturland angewiesen. Für die Ökosystemfunktionalität und damit auch für Ökosystemdienstleistungen, die für die Landwirtschaft zentral sind, spielt die Artenvielfalt in der Kulturlandschaft eine herausragende Rolle. Zum anderen werden rund 40% der terrestrischen Erdoberfläche landwirtschaftlich genutzt. Somit spielt die Artenvielfalt in Kulturlandschaften aufgrund der hohen Flächenausdehnung auch für die globale Biodiversität eine bedeutende Rolle.

Die Landwirtschaft ist für rund 70% des globalen Verlustes an terrestrischer Biodiversität verantwortlich. Die Auswirkungen auf die Biodiversität infolge landwirtschaftlicher Flächennutzung betreffen in erster Linie die Biodiversität in der Kulturlandschaft. Massgebende Treiber, die die Artenvielfalt – als ein Teilaspekt der Biodiversität – im Kulturland beeinflussen, sind sowohl Landnutzungsintensitäts- (z.B. Stickstoff- und Pestizideinsatz) als auch Landschaftsstrukturparameter (z.B. Flächenanteil halb-natürlicher Habitate in der Kulturlandschaft).

Für die Umweltbewertung der Landwirtschaft spielen deren Auswirkungen auf die Biodiversität eine zentrale Rolle. Eine auch für die Umweltbewertung der Landwirtschaft zunehmend häufiger eingesetzte Bewertungsmethode ist die Ökobilanz, mit deren Hilfe die Umweltwirkung von Produkten entlang eines ganzen Lebenszyklus oder entlang einzelner Abschnitte davon quantifiziert werden kann. Trotz ihrer Bedeutung im Zusammenhang mit landwirtschaftlicher Flächennutzung wird die Biodiversität in Ökobilanzen nicht standardmässig erfasst und bewertet. Dies, obwohl zahlreiche Wirkungsabschätzungsmethoden zur Bewertung der Landnutzung in Ökobilanzen entwickelt worden sind oder aktuell in Entwicklung sind. Die bestehenden Ansätze vermögen die Komplexität und die Dynamik der Interaktionen von Arten mit ihren Habitaten nur in ungenügender Auflösung zu erfassen. Auch ist es mit den bestehenden Ansätzen nur bedingt möglich, verschiedene landwirtschaftliche Produktionsintensitäten wie biologische oder konventionelle Produktion zu differenzieren.

Ziel des vorliegenden Projektes war es deshalb, eine Ökobilanz-Wirkungsabschätzungsmethode für landnutzungsbedingte Effekte auf die Biodiversität zu entwickeln. Der Fokus lag auf der Bewertung der Flächennutzung der landwirtschaftlichen Produktion und hatte zum Ziel, unterschiedliche Produktionsintensitäten in der

Bewertung zu differenzieren, um so zum Beispiel die unterschiedlichen Effekte von biologischer und konventioneller Produktion darzustellen.

Die hier entwickelte Methode basiert auf den Ursache-Wirkungsbeziehungen zwischen Landnutzungsintensitäts- und Landschaftsstrukturparametern und der Artenvielfalt auf Landschaftsebene und integriert damit die realen ökologischen Mechanismen und Interaktionen zwischen Arten und ihren Habitaten. Die Modellgleichungen wurden mittels Regressionsanalyse von empirischen Biodiversitätserhebungen in europäischen Kulturlandschaften von 4 x 4 km Ausdehnung abgeleitet. Die Modelle berechnen das Artenverlustpotenzial in einer Kulturlandschaft infolge der landwirtschaftlichen Nutzung auf einer definierten Fläche innerhalb dieser Landschaft mit der gegebenen Produktionsintensität getrennt für Gefässpflanzen, Vögel und Arthropoden als Gesamtgruppe (beinhaltet Wildbienen, Schwebefliegen, Laufkäfer und Spinnen). Auf Seiten der Landnutzungsintensitätsparameter fließen der Stickstoffinput, der Pestizideinsatz, die Tierbesatzdichte und die Kulturpflanzenvielfalt in die Modellgleichungen ein. Auf Seiten der Landschaftsstrukturparameter wird in den Modellgleichungen der Flächenanteil halbnatürlicher Habitatstrukturen berücksichtigt. Diese umfassen sowohl flächige (Grünlandflächen, Brachen, Ruderalflächen, Felsaufschlüsse, Wald, etc.) als auch lineare Landschaftselemente (Feld- und Wegsäume, Wassergräben, Uferbereiche, Einzelbäume). Die Artenverlustpotenziale für die einzelnen Artengruppen werden zu einem Gesamtartenverlustpotenzial aggregiert, welches ein dimensionsloser Index darstellt, normalisiert auf den Wertebereich zwischen 0 und 1.

Die Werte für die Landnutzungsintensitätsparameter einer Kultur, die bewertet werden soll, folgen direkt aus dem Ökobilanzinventar. Werte für die durchschnittliche Produktionsintensität innerhalb einer betrachteten Landschaft werden von der durchschnittlichen Fruchtfolge innerhalb der betreffenden Landschaft und der vorherrschenden Düngungs- und Pflanzenschutzpraxis abgeleitet. Der Flächenanteil halbnatürlicher Habitatstrukturen innerhalb einer Landschaft wird für eine spezifische Landschaft in GIS basierend auf Google Earth Satellitenbildern digitalisiert und berechnet.

Die Methode wurde anhand der Fallbeispiele Brot, Milch, Rindfleisch, Apfel, Erdbeeren, Eisbergsalat und Tomaten getestet. Für jedes Produkt wurde sowohl für biologische als auch konventionelle Produktion das Artenverlustpotenzial auf Landschaftsebene jeweils Flächen- und Produkt-bezogen berechnet. Die Fallbeispiele haben gezeigt, dass die Methode die landnutzungsbedingten Auswirkungen auf die Artenvielfalt auf Land-

schaftsebene von unterschiedlichen landwirtschaftlichen Produktionsintensitäten konsistent und plausibel abbildet.

Insbesondere verbindet die Methode die Produktivitätsperspektive der Landwirtschaft mit der Biodiversitätsschutzperspektive und macht somit den Zielkonflikt auf einer regionalisierten Betrachtungsebene sichtbar, der sich in einer direkten Flächenkonkurrenz zwischen landwirtschaftlicher Produktion und Biodiversität in einer Landschaft manifestiert. Damit leistet die hier entwickelte Methode einen kritischen Beitrag zur Diskussion über die bei landwirtschaftlichen Erzeugnissen einseitig auf Produktivität ausgerichtete Umweltbewertung innerhalb von Ökobilanzen. Die regionale Auflösung, die in den Modellen unter Berücksichtigung der örtlich real vorhandenen Landschaftsstruktur analysiert wird (Landschaftsebene: 4 x 4 km), wird bisher von keiner anderen Wirkungsabschätzungsmethode erreicht. Dieses regionalisierte Bewertungsmodell ist u.a. auch die Grundlage zur Beantwortung globaler Fragestellungen, wie z.B. die Auswirkungen auf die Artenvielfalt bei flächendeckender Umstellung auf biologische Landwirtschaft. Des Weiteren kann das Modell auch zur räumlichen Planung von landwirtschaftlicher Produktion mit einer in Bezug auf den regionalen Erhalt der Artenvielfalt angepassten Intensität eingesetzt werden.

Der modulare Aufbau des Methodenkonzepts lässt eine Erweiterung um zusätzliche Biodiversitätsaspekte wie zum Beispiel funktionale Biodiversität und die Integration weiterer Artengruppen offen, um die Biodiversität möglichst breit abzudecken. Dadurch, dass der Fokus der Bewertung auf der Artenvielfalt auf Landschaftsebene liegt, liefert die hier entwickelte Methode eine fundierte Entscheidungsgrundlage zu Fragen des Artenschutzes in Kulturlandschaften. Denn der langfristige Erhalt der Artenvielfalt ist nur gewährleistet, wenn auf höheren räumlichen Skalen stabile Populationsgrößen erhalten bleiben. Mit der Integration von Landschaftsstruktur- und Landnutzungsintensitätsparametern geht die Bewertung in der hier entwickelten Methode bereits in der vorliegenden Version über den Biodiversitätsaspekt der Artenvielfalt hinaus, da damit auch Aspekte der Habitatvielfalt und der Ökosystemfunktionalität implizit in die Bewertung einfließen.

Danksagung

An dieser Stelle danken wir dem Bundesamt für Umwelt (BAFU) für die finanzielle Unterstützung der Entwicklung der in diesem Bericht vorgestellten Wirkungsabschätzungsmethode für Biodiversität. Die Methodenentwicklung war Teil des Forschungsprojektes «Erweiterung der Methoden der Ökobilanzierung zur Abbildung des Biolandbaus», welches zur Hauptsache vom Coop Fonds für Nachhaltigkeit finanziert wurde. Auch Coop danken wir für die finanzielle Unterstützung. Das Gesamtprojekt hatte zum Ziel, die Ökobilanzmethodik weiterzuentwickeln, um unterschiedliche landwirtschaftliche Produktionssysteme in Ökobilanzen differenzierter abbilden zu können. Das Projekt wurde vom FiBL, der ETH Zürich und ESU-services GmbH bearbeitet.

Ein spezieller Dank geht an Dr. Oliver Schweiger vom Helmholtz Institut (UFZ, Halle), der die Rohdaten aus dem GREENVEINS-Projekt zusammengestellt und uns übermittelt hatte. Das GREENVEINS-Projekt war ein EU-Forschungsprojekt des 5. Rahmenprogramms (FP5; Vertragsnummer: EVK2-CT-2000-00082) mit dem Ziel... (bitte kurz erklären).

1 Einleitung

Biodiversität mit all ihren Facetten ist eng gebunden an Habitate, und in ihrer Vielfalt tragen in erster Linie Habitate zur globalen Biodiversität bei (Walz and Syrbe, 2013). Da Habitate einen spezifischen Ausschnitt der Erdoberfläche benötigen, bedeutet dies in Bezug auf die terrestrische Erdoberfläche, dass die Existenz entsprechender Habitatflächen die Grundvoraussetzung für Biodiversität ist (Walz, 2011; Walz and Syrbe, 2013). Biodiversität muss deshalb immer im Kontext einer spezifischen Referenzfläche betrachtet werden. Dem Schutz der Habitate kommt damit eine zentrale Rolle zu, um den Biodiversitätsverlust zu stoppen und eine hohe Biodiversität langfristig zu erhalten.

Um den globalen Biodiversitätsverlust zu stoppen, muss die Ausdehnung der vom Menschen genutzten Fläche auf Kosten natürlicher und halb-natürlicher Habitate zum Beispiel durch die Landwirtschaft vermieden werden. Das Ausscheiden von Schutzgebieten allein ist für den Erhalt der Biodiversität aber nicht ausreichend (Walz and Syrbe, 2013), weil Schutzgebiete in Bezug auf ihre Flächenausdehnung zu marginal sind. Kulturlandschaften dagegen beanspruchen einen Grossteil der vom Menschen genutzten Landflächen. Zudem können Kulturlandschaften bei entsprechender Struktur und Nutzung im Vergleich zu Schutzgebieten eine höhere Artenvielfalt aufweisen. In Bezug auf Biodiversitätsschutz braucht es deshalb vielmehr eine räumliche Planung und damit ein eigentliches Landschaftsmanagement (Walz, 2011), das zum Ziel hat, die Biodiversität großflächig zu optimieren. Damit beschränkt sich Biodiversitätsschutz nicht auf natürliche Ökosysteme, deren globaler Anteil an der terrestrischen Erdoberfläche gerade einmal noch auf 5% geschätzt wird (Tscharntke *et al.*, 2005). Vielmehr muss sich Biodiversitätsschutz auch auf die vom Menschen direkt beeinflussten und geschaffenen Ökosysteme beziehen (Walz and Syrbe, 2013).

Sowohl aufgrund ihrer Flächenausdehnung als auch aufgrund ihres hohen Potenzials an Strukturvielfalt sind Kulturlandschaften von besonderer Bedeutung. Knapp 40% der terrestrischen Erdoberfläche werden landwirtschaftlich genutzt (Foley *et al.*, 2005). Durch die über Jahrhunderte andauernde Nutzung durch den Menschen sind auf der ganzen Erde Kulturlandschaften entstanden, die eine hohe Habitatvielfalt aufweisen, welche wiederum eine hohe Artenvielfalt generiert (Walz and Syrbe, 2013). Damit tragen Kulturlandschaften zu einem wesentlichen

Anteil zur globalen Biodiversität bei. Darüber hinaus ist eine hohe Artenvielfalt innerhalb von Kulturlandschaften auch eine wichtige Voraussetzung für die Funktionalität des Ökosystems, die wiederum für die landwirtschaftliche Produktion von Bedeutung ist. In den Kulturlandschaften, in denen eine intensive industrialisierte Landwirtschaft dominiert, ist diese Vielfalt bedroht, was sich unter anderem in einem stetigen Artenschwund bemerkbar macht. Global betrachtet ist die Landwirtschaft für rund 70% des Verlustes an terrestrischer Biodiversität verantwortlich (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2014).

Im Hinblick auf die Entwicklung einer nachhaltigen landwirtschaftlichen Produktion ist es deshalb notwendig, in der Umweltbewertung landwirtschaftlicher Erzeugnisse die Wirkung auf die Biodiversität zu integrieren und mögliche Zielkonflikte in der Flächennutzung transparent zu machen. Da zwischen Landnutzung, Landschaftsstruktur und Biodiversität enge Beziehungen bestehen, die insbesondere in der landwirtschaftlichen Landnutzung aufgrund der grossräumigen Flächenausdehnung zum Tragen kommen, ist es wichtig, diese Beziehungen in die Umweltbewertung zu integrieren.

1.1 Zusammenhänge zwischen Biodiversität und Landwirtschaft

Bis zu Beginn des 20. Jahrhunderts war die Landwirtschaft insbesondere in Europa ein wichtiger Treiber für die Diversifizierung der Landschaft und der Biodiversität. Ab den 1950er-Jahren führte die Intensivierung der Landwirtschaft in Folge der „Grünen Revolution“ in vielen Regionen zu einer Verarmung der Lebensräume und der Artenvielfalt innerhalb der Kulturlandschaft (Robinson and Sutherland, 2002). Die Ausdehnung der landwirtschaftlichen Produktionsfläche auf Kosten tropischer Regenwälder und anderer natürlicher Habitate trägt zusätzlich zum globalen Artenverlust bei (MA, 2005). Heute zählt die Landwirtschaft zu den Hauptverursachern des weltweiten Biodiversitätsverlusts (Hole *et al.*, 2005; Kleijn *et al.*, 2009).

Der Biodiversitätsverlust innerhalb landwirtschaftlicher Kulturlandschaften ist zum einen auf die direkte Wirkung der Intensivierung der Landwirtschaft in Form von zunehmendem Dünger- und Pestizideinsatz, zunehmender Tierbesatzdichte sowie einer zunehmenden Nutzungshäufigkeit (z.B. beim Grünland) zurückzuführen.

ren. So kann zum Beispiel ein Drittel des Rückgangs der für Kulturlandschaften typischen Vogelpopulation in West-Europa mit der Intensivierung der Getreideproduktion erklärt werden (Donald *et al.*, 2001; Donald *et al.*, 2002; Donald *et al.*, 2006).

Zum anderen wird der Biodiversitätsverlust in Kulturlandschaften durch eine Abnahme der Landschaftsheterogenität mitverursacht, welche ihrerseits das Produkt der zeitlichen und räumlichen Intensivierung der Landwirtschaft ist (Benton *et al.*, 2003). So führte die Intensivierung der Landwirtschaft, wie die Entwicklung hin zu grösseren Schlägen, die Spezialisierung der Landnutzung, die Fokussierung auf bestimmte Ackerkulturen und auf maximalen Gewinn ausgerichtete Nutzungsformen, zu einem Verlust an Habitaten innerhalb der Kulturlandschaft und damit zu einem Verlust der Landschaftsheterogenität (Benton *et al.*, 2003). Hier zeigt sich die enge Verknüpfung zwischen Habitat- und Artenvielfalt (Walz and Syrbe, 2013). Insbesondere ist die Landschaftsstruktur ein Kernelement, um die Artenvielfalt in Kulturlandschaften zu verstehen (Walz, 2011).

Eine wachsende Anzahl an landschaftsökologischen Studien untersuchte die kausalen Zusammenhänge zwischen Landschaftsstruktur und Landnutzungsintensität und deren Auswirkungen auf die Variabilität der Biodiversität auf höheren räumlichen Skalen wie der Landschaft (Weibull *et al.*, 2000; Vanbergen *et al.*, 2005; Steffan-Dewenter and Westphal, 2008). Dabei zeigt sich, dass Landschaftsstrukturparameter wie Landschaftsheterogenität, Konnektivität und der Flächenanteil halb-natürlicher Habitate einen positiven Einfluss auf Artenvielfalt und Abundanz auf Landschaftsebene haben. Bei den Landnutzungsintensitätsparametern dagegen wirken sich insbesondere der Stickstoff- und der Pestizidinput negativ auf die Artenvielfalt und Abundanz aus (Billeter *et al.*, 2008).

Die Studien zeigen zum einen, dass die Erklärung der Artenvielfalt in Kulturlandschaften nur unter Einbezug der Landschaftsstruktur erfolgen kann. Zum anderen bieten die Erkenntnisse aus solchen Studien die Grundlage, um entsprechende Bewertungsmodelle abzuleiten, die auf beobachtbaren Ursache-Wirkungsbeziehungen aufbauen. Diese Bewertungsmodelle können in Ökobilanzen eingesetzt werden, um die durch die Landwirtschaft verursachten Auswirkungen auf die Artenvielfalt auf Landschaftsebene abzuschätzen.

1.2 Biodiversitätsbewertung in Ökobilanzen – bestehende Ansätze

Obwohl viele verschiedene methodische Ansätze zur Bewertung der landnutzungsbedingten Auswirkungen auf die Biodiversität in Ökobilanzen existieren, sind nach wie vor keine präzisen Messgrößen zur Hand, die die reale Dynamik der Biodiversitätsveränderung durch Landnutzung zuverlässig abbilden (Souza *et al.*, 2014). Bestehende Ansätze – alle aus einem landwirtschaftlichen Kontext – bewerten die Auswirkungen auf die Biodiversität meistens auf der Basis einzelner Landnutzungstypen (Tabelle 1) und liefern dazu diskrete Charakterisierungsfaktoren.

Bei diesen bestehenden Ansätzen stehen die Auswirkungen auf die Artenvielfalt im Vordergrund. Dabei wird in der Regel von der Artenvielfalt einer oder mehrerer Artengruppen auf die Gesamtartenvielfalt geschlossen. Am häufigsten wird die Artengruppe der Gefäßpflanzen berücksichtigt (Tabelle 1). Die Datengrundlage, auf deren Basis die Charakterisierungsfaktoren abgeleitet sind, umfasst meistens Biodiversitätsdaten, die auf kleinräumiger Skala (Plot-Ebene) innerhalb eines bestimmten Habitats erhoben wurde (α -Diversität) und sich auf einen biogeographisch begrenzten Kontext beziehen.

Tabelle 1. Auf der Ebene von einzelnen Landnutzungstypen vorhandene Charakterisierungsfaktoren in bestehenden LCIA-Methoden (☒ bedeutet, dass ein entsprechender Faktor vorhanden ist).

	Ackerland		Grasland gedüngt		Grasland ungedüngt		Integrierte Artengruppen
	Bio	Konv.	Bio	Konv.	Bio	Konv.	
Koellner & Scholz (2008)	☒	☒	☒	☒	-	-	Gefäßpflanzen
De Schryver <i>et al.</i> (2010)	☒	☒	☒	☒	☒	☒	Gefäßpflanzen
De Baan <i>et al.</i> (2013)	-	☒	-	☒	-	-	Gefäßpflanzen / Säugetiere, Vögel / Amphibien / Reptilien
Mueller <i>et al.</i> (2014)	☒	☒	☒	☒	-	-	Gefäßpflanzen

Trotz der beschränkten Anwendbarkeit bestehender Ansätze sind mehrere Vorschläge und Guidelines veröffentlicht worden, die den Weg aufzeigen, wie die Auswirkungen der Landnutzung auf die Biodiversität in Ökobilanzen integriert

werden können (Milà i Canals *et al.*, 2007; Penman *et al.*, 2010; Curran *et al.*, 2011; Koellner *et al.*, 2013a; Koellner *et al.*, 2013b). Diese Vorschläge und Guidelines haben die Diskussion über die Bewertung der landnutzungsbedingten Auswirkungen auf die Biodiversität in Ökobilanzen bis anhin stark geprägt. Der aktuelle Bewertungsrahmen, der aus der Diskussion hervorging und über den in weiten Kreisen der Ökobilanz-Community Konsens besteht, sieht ein zeitlich-räumliches Bewertungsmodell vor, um die Auswirkungen einer bestimmten Landnutzung oder eines bestimmten Landnutzungstypen auf die Biodiversität zu bewerten unter der Annahme, dass eine bestimmte Landfläche für eine definierte Zeitspanne entsprechend genutzt wird (Milà i Canals *et al.*, 2007). Die Elementarflüsse, die innerhalb dieses Bewertungsrahmens berücksichtigt werden, umfassen die Landokkupation (eigentliche Landnutzung) und die Landtransformation (Landnutzungsänderung). Die Landtransformation führt unter den Modellannahmen zu einer plötzlichen Veränderung der Landqualität, die meistens über die Artenvielfalt einzelner Artengruppen ausgedrückt wird. Die Bewertung der Landokkupation erfolgt unter der Annahme, dass die Landqualität über die Zeit der Nutzung konstant bleibt. Dieses statische zeitlich-räumliche Bewertungsmodell wurde als zu stark vereinfachend kritisiert (Souza *et al.*, 2014), da Ökosystemprozesse in der Realität nicht linear, sondern dynamisch und vorübergehend sind.

Insbesondere ignoriert der bestehende Bewertungsrahmen Interaktionseffekte zwischen dem Landschaftskontext sowie dem Vorhandensein und der räumlichen Verteilung von Arten, was zu einer Über- oder Unterschätzung der Auswirkungen auf die Biodiversität infolge Okkupation und Transformation führen kann. Dass der Landschaftskontext in die Bewertungsansätze von Ökobilanzen integriert werden sollte, wurde schon verschiedentlich vorgeschlagen (Curran *et al.*, 2011; Koellner and Geyer, 2013). Bis anhin wurden aber lediglich in De Schryver *et al.* (2010) regionale Aspekte in die Abschätzung lokaler Effekte integriert.

1.3 Herausforderungen und notwendige methodische Weiterentwicklungen

Die Komplexität und Abstraktheit des Konzeptes, welches hinter dem Begriff Biodiversität steht, verunmöglicht eine einfache Bewertung (Walz and Syrbe, 2013). Im Gegensatz etwa zum Klimaerwärmungspotenzial, das sich über den Ausstoss an Klimagasen abschätzen lässt, gibt es für Biodiversität keine einzelne Messgrösse, um diese als Ganzes direkt zu erfassen (Magurran and McGill, 2011). Zum einen lässt sich Biodiversität nur indirekt über geeignete Indikatoren messen. Zum anderen deckt ein einzelner Indikator jeweils nur einen Teilaspekt der Biodiversität wie zum Beispiel die Artenvielfalt ab. Dieser Umstand macht es erforderlich, dass zuerst definiert werden muss, welcher Biodiversitätsaspekt in die Bewertung integriert werden soll. Die Entscheidung, welcher Biodiversitätsaspekt bzw. welche Biodiversitätsaspekte in eine Bewertung integriert werden sollen, ist ein normativer Prozess, der sich an gesellschaftlich definierten Schutzziele orientieren sollte.

Ist das Schutzziel festgelegt, auf das der Fokus gerichtet werden soll, so steht fest, welcher Biodiversitätsaspekt bewertet werden soll. Entsprechend stellt sich die Frage nach geeigneten Indikatoren, die diesen Aspekt erfassen und bewerten können. Letzteres ist eine rein wissenschaftliche Frage und sollte sich deshalb nach dem aktuellen Wissens- und Forschungsstand richten.

Im Zusammenhang mit der Bewertung der landnutzungsbedingten Auswirkungen auf die Biodiversität gilt es zu beachten, dass die Landnutzung selber ganz unterschiedliche Ziele verfolgt, die von landwirtschaftlicher Produktion über Siedlung bis hin zu Schutzgebieten reichen kann. Unterschiedliche Nutzungen führen zu substantiell unterschiedlichen Transformationszuständen und Nutzungsintensitäten innerhalb einer Landschaft, was die Definition unterschiedlicher Biodiversitätsschutzziele erforderlich macht (Chown and McGeoch, 2011). Das bedeutet, dass die Biodiversitätsschutzziele innerhalb einer Kulturlandschaft nicht zwingend dieselben sind wie in Siedlungs- oder Schutzgebieten. Aber auch innerhalb einer Kulturlandschaft steht je nach dem die Produktivität, der Erhalt von Ökosystemdienstleistungen, der Erhalt von seltenen Arten oder eine Kombination davon im Vordergrund (Swift *et al.*, 2004). Folglich können die Biodiversitätsschutzziele auch nur schon innerhalb einer Kulturlandschaft vielfältig sein.

Aus dem Ökosystem-Management wurde das Konzept entwickelt, Landschaften in Zonen einzuteilen, die durch unterschiedliche Beziehungen zwischen Biodiversität und Landnutzungsintensität charakterisiert sind (Schneiders *et al.*, 2012). Eine mögliche Einteilung umfasst Schutzzonen (Naturschutzgebiete), produktive Zonen (ländliche Gebiete mit multifunktionalen Landschaften) und städtisch-industriell geprägte Zonen (Siedlung, Industrie und intensiv genutzte Landwirtschaftsgebiete). Dieses Konzept kann auch für die Bewertung der landnutzungsbedingten Auswirkungen (Okkupation) auf die Biodiversität in Ökobilanzen dienen, um unterschiedliche Schutzziele für unterschiedlich intensive Landnutzungsformen zu differenzieren. Sind die Schutzziele festgelegt, ist definiert, welcher Biodiversitätsaspekt bewertet werden soll. Aus Ursache-Wirkungsbeziehungen zwischen der entsprechenden Landnutzung und dem Biodiversitätsaspekt können Indikatoren abgeleitet werden, die die Zusammenhänge möglichst zuverlässig abbilden. Ein solches Vorgehen macht transparent, welcher Biodiversitätsaspekt bewertet wird, und überprüfbar, ob bzw. wie gut die verwendeten Indikatoren den vorgegebenen Biodiversitätsaspekt abbilden können und ob die zugrunde gelegten Biodiversitätsdaten geeignet sind, um entsprechende Charakterisierungsfaktoren abzuleiten.

In bestehenden Bewertungsansätzen für Biodiversität in Ökobilanzen liegt der Fokus praktisch ausschliesslich auf dem Biodiversitätsaspekt der Artenvielfalt, was zur Hauptsache darin begründet liegt, dass zur Artenvielfalt die umfangreichste Datengrundlage besteht. Neben der Gesamtartenvielfalt werden manchmal auch Teilaspekte wie endemische Artenvielfalt (de Baan *et al.*, 2013) oder bedrohte Arten (Köllner and Scholz, 2008) in die Bewertung integriert.

Weit verbreitet in Biodiversitätsbewertungskonzepten innerhalb von Ökobilanzen ist die Verwendung von sogenannten Zeigerarten (häufig verwendet: Artenvielfalt der Gefässpflanzen), deren Artenvielfalt stellvertretend für die Gesamtartenvielfalt steht. Zudem stützen sich die hergeleiteten Charakterisierungsfaktoren in der Regel auf Artenzahlen der jeweiligen Zeigerart ab, welche auf Einzelhabitatebene erhoben wurden (α -Diversität). Diese Artenzahlen aus der Ebene der α -Diversität werden dann meistens über den Arten-Flächen-Zusammenhang (Arrhenius, 1921) auf höhere räumliche Skalen wie zum Beispiel eine Ökoregion

(Olson *et al.*, 2001) extrapoliert. Dieses häufig angewendete Vorgehen zur Herleitung von Charakterisierungsfaktoren, um landnutzungsbedingte Auswirkungen auf die Gesamtartenvielfalt zu bewerten, ist in zweierlei Hinsicht problematisch:

1. Das Zeigerartenkonzept funktioniert nur innerhalb eines bestimmten Habitats zuverlässig. Über grössere räumliche Skalen und damit Habitatübergreifend gibt es keine einzelne Artengruppe, die als Zeiger für alle anderen Artengruppen oder wenigstens einen grossen Teil davon verwendet werden kann (Billeter *et al.*, 2008).
2. Die räumliche Skala, auf die sich die zugrunde gelegten Biodiversitätsdaten beziehen, passt nicht mit der räumlichen Skala zusammen, auf die sich der betrachtete Biodiversitätsaspekt bezieht. Eine Extrapolation der Artenzahlen mittels des Arten-Flächenbezugs von der Ebene der α -Diversität auf die Ebene der γ -Diversität (Artenvielfalt auf der Landschaftsebene) ist folglich mit grossen Unsicherheiten behaftet (Souza *et al.*, 2014). Die Bewertung der Gesamtartenvielfalt erfordert den Fokus auf die räumliche Skala der Landschaft.

Im Hinblick auf eine methodische Weiterentwicklung von Biodiversitätsbewertungsmethoden in Ökobilanzen ist es in Bezug auf eine verlässlichere Aussagekraft zur Gesamtartenvielfalt erforderlich, dass:

1. möglichst viele unterschiedliche Artengruppen in der Bewertung berücksichtigt werden,
2. die Artenvielfalt auf der räumlichen Skala der Landschaft betrachtet wird und somit Biodiversitätsdaten beigezogen werden, die für die Ebene der γ -Diversität repräsentativ sind,
3. Landschaftsindikatoren in die Bewertungsmodelle integriert werden, da die Artenvielfalt auf der Landschaftsebene (γ -Diversität) durch Landschaftsstrukturelemente mitbeeinflusst wird (Billeter *et al.*, 2008; Walz and Syrbe, 2013).

Durch den Fokus auf die räumliche Skala einer Landschaft und die Integration von Landschaftsstrukturparametern in die Bewertung entsteht ein starker regio-

ner Bezug, der es ermöglicht, die Auswirkungen auf die Biodiversität in einem ortsspezifischen Kontext zu bewerten. Das macht die Bewertung zwar aufwändiger, erlaubt aber präzisere Aussagen als mit den bestehenden Bewertungsansätzen möglich sind.

Darüber hinaus sollten neben der Artenvielfalt auch noch weitere Biodiversitätsaspekte in die Bewertung integriert werden. Ein weiteres wichtiges Schutzziel neben dem Erhalt der Artenvielfalt ist zum Beispiel der Erhalt der Ökosystemfunktionalität (MA, 2005). Diese ist insbesondere auch in Kulturlandschaften im Zusammenhang mit einer nachhaltigen landwirtschaftlichen Produktion von grosser Bedeutung.

Um landnutzungsbedingte Auswirkungen auf die Biodiversität unterschiedlicher landwirtschaftlicher Produktionssysteme differenzieren zu können, sollten Biodiversitäts-Bewertungsmethoden in Ökobilanzen auch in der Lage sein, unterschiedliche Produktionsintensitäten abzubilden. Einzelne bestehende Ansätze leiten diskrete Charakterisierungsfaktoren für biologische und konventionelle Produktionssysteme her (siehe Tabelle 1). Das Problem ist allerdings, dass das Intensitätsspektrum innerhalb der konventionellen als auch der biologischen Landwirtschaft sehr breit sein kann. Folglich sind diskrete Charakterisierungsfaktoren für unterschiedliche Produktionsniveaus mit grossen Unsicherheiten behaftet. Abhilfe können hier eigentlich nur Modelle leisten, die aufgrund des vorliegenden Intensitätsniveaus diskrete Charakterisierungsfaktoren generieren. Das bedingt, dass Charakterisierungsfaktoren nicht auf Basis von Produktionssystemen (z.B. biologischen oder konventionelle Produktion) hergeleitet werden, sondern basierend auf den zugrundeliegenden Ursache-Wirkungsbeziehungen zwischen Intensität der Produktion und der Wirkung auf die Biodiversität.

1.4 Ziel und Fragestellung des Projekts

Ziel des vorliegenden Projekts war es, eine Ökobilanz-Wirkungsabschätzungsmethode für landnutzungsbedingte Effekte auf die Biodiversität zu entwickeln. Der Fokus lag auf der Bewertung des Okkupationseffektes durch landwirtschaftliche Produktion und hatte zum Ziel, unterschiedliche Produktionsintensitäten in der Bewertung zu differenzieren, um so zum Beispiel die unterschiedlichen Effekte von biologischer und konventioneller Produktion darzustellen.

Basis für die Entwicklung war eine sorgfältige Literaturstudie über existierende Methoden für die Biodiversitätsbeurteilung in Ökobilanzen und über die zugrundeliegenden Zusammenhänge zwischen landwirtschaftlicher Produktion und deren Auswirkungen auf die Biodiversität.

Folgenden Herausforderungen der Biodiversitätsbewertung wurde in der Methodenentwicklung Rechnung getragen:

1. Klare Definition der Biodiversitätsaspekte, die betrachtet werden sollen.
2. Auswahl geeigneter Indikatoren, basierend auf der Definition unter Punkt 1 und in Abhängigkeit des räumlichen und zeitlichen Kontextes.
3. Festlegung geeigneter Messparameter unter Berücksichtigung der Skalen- bzw. Wirkungsebenen (Habitat, Kultur, Betriebszweig, Betrieb, Landschaft).
4. Bezug der Biodiversitätswirkung auf das Produkt.

Die zu entwickelnde Methode soll die Beurteilung verschiedener landwirtschaftlicher Produktionsformen ermöglichen. Der Bezug zum Produkt wird hergestellt, damit auch Produktionsketten wie z.B. die Fleischproduktion mit importierten Futtermitteln bewertet werden können. Die Methode wird so ausgerichtet, dass eine globale Anwendung möglich ist. Allerdings werden nicht für sämtliche Regionen der Erde Indikatoren definiert. Ziel ist vielmehr, ein Indikatorauswahlkonzept zu erarbeiten, welches es ermöglicht, abhängig vom jeweiligen geographischen Kontext, geeignete Indikatoren auszuwählen. Im Vordergrund steht die Entwicklung einer Midpoint-Methode, bei der die Möglichkeit einer späteren Weiterentwicklung zu einer Endpoint-Methode gewahrt werden soll. Dadurch wird die Voraussetzung für eine zukünftige Integration in die Methode der ökologischen Knappheit geschaffen.

Im Rahmen des Gesamtprojekts wird in Form von Fallstudien die neu entwickelte Biodiversitätsbewertungsmethode auf verschiedene Produktgruppen (Trinkmilch und Molkereiprodukte, Obst und Gemüse, Brot und Backwaren und Rindfleisch aus Mutterkuhproduktion) angewendet und die Resultate diskutiert.

2 Methodenkonzept

2.1 Schutzziel und integrierte Biodiversitätsaspekte

Die vorliegende Version der in diesem Projekt entwickelten Bewertungsmethode für landnutzungsbedingte Auswirkungen legt den Fokus auf das folgende Schutzziel der Strategie Biodiversität Schweiz (BAFU, 2012): „Die Nutzung von natürlichen Ressourcen und Eingriffe in diese erfolgen bis 2020 nachhaltig, sodass die Erhaltung der Ökosysteme und ihrer Leistungen sowie der Arten und der genetischen Vielfalt sichergestellt ist.“ Dabei steht in der Bewertungsmethode die Bewertung der Auswirkung der landwirtschaftlichen Produktion auf den Biodiversitätsaspekt Artenvielfalt im Vordergrund.

Soll die Artenvielfalt langfristig erhalten bleiben, braucht es intakte Populationen auf der räumlichen Ebene von Landschaften. Folglich muss die Bewertungsmethode die Auswirkungen auf die Artenvielfalt auf Landschaftsebene abbilden. Dadurch wird indirekt auch die Ökosystemqualität in die Bewertung integriert, da die Artenvielfalt auf Landschaftsebene eine Funktion aus Landnutzung und Landschaftsheterogenität ist (Billeter *et al.*, 2008; Walz, 2011; Walz and Syrbe, 2013). Eine hohe Artenvielfalt auf Landschaftsebene ist zudem auch Voraussetzung für die Funktionalität von Ökosystemleistungen (Schneiders *et al.*, 2012). Somit ist das oben aufgeführte Schutzziel aus der Strategie Biodiversität Schweiz über die Bewertung der Artenvielfalt auf Landschaftsebene zum Grossteil abgedeckt.

2.2 Modellgrundlagen

Im GREENVEINS-Projekt wurden die kausalen Zusammenhänge zwischen Artenvielfalt auf Landschaftsebene auf der einen Seite und Landnutzungsintensität und Landschaftsstruktur auf der anderen für verschiedene Artengruppen in europäischen Kulturlandschaften untersucht (Billeter *et al.*, 2008). In 25 mitteleuropäischen Landschaften von 4 x 4 km Ausdehnung wurde die Artenzahl in den verschiedenen Landschaftshabitaten (vom Menschen genutzte Flächen und halbnatürliche Habitate) für Gefässpflanzen, Vögel und verschiedene Arthropoden erhoben und basierend darauf die Gesamtartenzahl in der Landschaft geschätzt.

Parallel dazu wurden verschiedene Parameter zur Landnutzungsintensität auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen (Herzog *et al.*, 2006) und zur Landschaftsstruktur (Bailey *et al.*, 2007) erhoben.

Regressionsanalysen ergaben, dass eine geringe Anzahl an Landschaftsstruktur- und Landnutzungsintensitätsparametern ausreicht (Tabelle 2), um die Artenvielfalt auf Landschaftsebene in landwirtschaftlich genutzten Gebieten vorherzusagen (Billeter *et al.*, 2008). Aufgrund ihrer Einfachheit sind die in Tabelle 2 aufgeführten Ursache-Wirkungsbeziehungen damit als Basis für eine Modellentwicklung prädestiniert, um innerhalb von Ökobilanzen landnutzungsbedingte Auswirkungen der landwirtschaftlichen Produktion auf die Artenvielfalt auf Landschaftsebene abzubilden. Für die Modellentwicklung im Rahmen dieses Projektes standen die Rohdaten aus dem GREENVEINS-Projekt zur weiteren statistischen Auswertung zur Verfügung.

Tabelle 2. Im GREENVEINS-Projekt identifizierte Beziehungen (Billeter *et al.*, 2008) zwischen Artenvielfalt auf Landschaftsebene und Landschaftsstruktur (Bailey *et al.*, 2007) und Landnutzungsintensität (Herzog *et al.*, 2006).

Artengruppe	Biodiversitätsaspekt	Landnutzungsintensitätsparameter	Landschaftsstrukturparameter
Gefässpflanzen (ohne Gehölzpflanzen)	Artenzahl auf Landschaftsebene	Anteil der intensiv gedüngten Kulturlandfläche (>150 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	Flächenanteil (halb-) natürlicher Habitats [in % bezogen auf die Landschaft]
Vögel	Artenzahl auf Landschaftsebene	N-Input auf LN (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	Flächenanteil (halb-) natürlicher Habitats [in % bezogen auf die Landschaft]
Arthropoden als Gesamtgruppe (umfasst: Wildbienen, Schwebefliegen, Laufkäfer, Spinnen)	Artenzahl auf Landschaftsebene	Kulturpflanzenvielfalt (durchschnittliche # an Kulturpflanzen, die auf einem Betrieb kultiviert werden)	Flächenanteil (halb-) natürlicher Habitats [in % bezogen auf die Landschaft]

Die im GREENVEINS-Projekt aufgezeigten Zusammenhänge dienen in diesem Projekt als Grundlage für die Entwicklung eines induktiven Bewertungsmodells, welches es erlaubt, die landnutzungsbedingten Auswirkungen der landwirtschaftlichen Produktion auf die Artenvielfalt auf Landschaftsebene abzubilden.

2.3 Auswahl der Ursache-Wirkungsbeziehungen

Die in Tabelle 2 aufgeführten Ursache-Wirkungs-Beziehungen zwischen der Artenzahl auf Landschaftsebene und der Landschaftsstruktur sowie Landnutzungsintensität sind das Resultat der Regressionsanalyse in Billeter et al. (2008), welche den Zusammenhang für die einzelnen Artengruppen am besten erklären. Die Auswahl des optimalsten Regressionsmodells erfolgt mit Hilfe des Akaike Informationskriteriums (AIC) (Akaike, 1973).

Tabelle 3. Habitattypen, die im GREENVEINS-Projekt zu den halb-natürlichen Habitatstrukturen gezählt wurden (Bailey et al., 2007).

Übergeordneter Habitattyp	Halb-natürliche Habitatstrukturen
Grasland	Trockenes Grasland; halb-trockenes Grasland; saisonal feuchtes und dauerfeuchtes Grasland; Lichtungen; Hochstauden-Habitate; Salzwiesen; Krautpflanzen-dominierte Habitate
Gras- und Krautsäume	Gras- und Krautsäume entlang von stehenden und Fließgewässern; Gras- und Krautsäume entlang von Feldrändern, Gras- und Krautsäume um Kiesgruben; Gras- und Krautsäume entlang von Strassen
Brachen	Langzeitbrachen auf Ackerland
Sumpf, Moor, Marschland	Hochmoore; Talsümpfe; Flachmoore, temporäre Sümpfe; basische Moore; Seggen- und Schilfrohrbestände; Brackwassersümpfe
Uferzone	Uferzonen von Binnengewässern
Ruderalflächen	Flächen mit karger oder keiner Vegetation; Felsen; Geröllfelder; Felsaufschlüsse
Wald	Laubwälder; Nadelwälder; Laub- und Nadelmischwälder;
Heide- und Buschvegetation	Gemässigte Heide- und Buschvegetation; mediterrane Heide- und Buschvegetation; buschige Waldsäume; Buschvegetation in Mooren und entlang von Flüssen
Hecken, Baumlinien	Laubstrauchhecken; Nadelstrauchhecken; Mischhecken; Laubbaumlinien; Nadelbaumlinien; gemischte Laub- und Nadelbaumlinien
Einzelbäume	Einzelbäume
Plantagen	Obst- und Nussbaumplantagen

In der Regressionsanalyse von Billeter et al. (2008) ist für alle drei Artengruppen auf Seite der Landschaftsstruktur der prozentuale Flächenanteil an halb-natürlichen Habitaten innerhalb einer Landschaft (Bailey et al., 2007) eine erklärende Variable (Tabelle 2). Zu den halb-natürlichen Habitatstrukturen wurden innerhalb des GREENVEINS-Projektes die in Tabelle 3 aufgeführten Habitattypen gezählt.

Auf Seiten der Landnutzungsintensitätsparameter war je nach Artengruppe die erklärende Variable der durchschnittliche Stickstoffinput auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche innerhalb einer Landschaft (inkl. Deposition), der Anteil des intensiv gedüngten Ackerlandes ($>150 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche und die durchschnittliche Anzahl der verschiedenen Kulturpflanzen, die auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche innerhalb einer Landschaft kultiviert wurden.

Innerhalb des GREENVEINS-Projektes wurden zahlreiche weitere Landschaftsintensitätsparameter erhoben (Herzog *et al.*, 2006), die in der Regressionsanalyse von Billeter *et al.* (2008) aber nicht vollumfänglich ausgewertet wurden. Ein interessanter Parameter ist der Gesamt-Intensitätsparameter (im Folgenden als LUI bezeichnet \rightarrow „Land Use intensity Index“) wie in Herzog *et al.* (2006) beschrieben, der sich im GREENVEINS-Projekt aus den drei Indikatoren Stickstoffinput, Tierbesatzdichte und Pestizidinput, normalisiert nach Legendre & Legendre (1998), zusammensetzt. Der LUI wird allgemein nach Formel 1 berechnet und kann Werte zwischen 0 und 1 annehmen.

$$\text{LUI} = \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - y_{i_{\min}}) / (y_{i_{\max}} - y_{i_{\min}})}{n} \quad (\text{Formel 1})$$

y_i = Durchschnittswert des Indikators i

n = Anzahl integrierter Indikatoren

$y_{i_{\min}}/y_{i_{\max}}$ = beobachteter Minimal- bzw. Maximalwert des jeweiligen Indikators i

Da der LUI-Parameter, so wie er innerhalb des GREENVEINS-Projektes verwendet wurde, neben dem Stickstoff- auch noch den Pestizidinput und die Tierbesatzdichte integriert, enthält er zusätzliche Informationen zur Landnutzungsintensität und ist auch relativ einfach zu berechnen. Wir führten deshalb mit dem Rohdatensatz aus dem GREENVEINS-Projekt die Regressionsanalyse für die in Billeter *et al.* (2008) aufgeführten Zusammenhänge erneut durch, ersetzten aber die in Tabelle 2 aufgeführten Landnutzungsparameter jeweils mit dem LUI. Die Auswertung erfolgte mit der Statistiksoftware R Version 3.2.2 (R Development Core Team, 2015), unter Verwendung der lme-Funktion (Package nlme).

Einzig bei den Gefäßpflanzen ergab der Ersatz des Landnutzungsintensitätsparameters mit dem LUI einen signifikanten Zusammenhang (Tabelle 4). Zudem

war auch der AIC-Wert mit 220 leicht höher als für die in Billeter et al. (2008) analysierten Parameter „Anteil der intensiv gedüngten Fläche“ (AIC: 219; in Tabelle 4 nicht aufgeführt), weshalb das Model mit dem LUI als Landnutzungsintensitätsparemeter das optimalere Modell darstellt und für die weitere Methodenentwicklung verwendet wurde. Für Vögel und Arthropoden wurden dieselben Regressionsmodelle verwendet wie bei Billeter et al. (Billeter *et al.*, 2008) (Tabelle 4).

Tabelle 4. Resultate der Regressionsanalyse für die in diesem Projekt verwendeten Beziehungen zwischen Artenzahl sowie Landschaftsstruktur- und Landnutzungsintensitätsparametern basierend auf den Rohdaten aus dem GREENVEINS-Projekt.

Artengruppe mit Modellparameter	d.f.	F	P	Steigung	y-Achsenabschnitt	AIC
Gefäßpflanzen	16				173.29539	220
LUI ¹		2.67	0.0000	-0.60721		
%SNH ²		3.38	0.0038	1.12698		
Vögel	16				51.08109	182
N _{Input} ³		2.13	0.0492	-0.03637		
%SNH ²		2.65	0.0174	0.28503		
Arthropoden	66				38.49707	787
CropDiv ⁴		2.07	0.0428	1.75377		
%SNH ²		3.76	0.0004	0.39546		

¹LUI: Landnutzungsintensitätsindex

²%SNH: Flächenanteil (halb-) natürlicher Habitats [in % bezogen auf die Landschaft]

³N_{Input}: N-Input auf LN (kg N ha⁻¹ a⁻¹)

⁴CropDiv: Kulturpflanzenvielfalt (∅ # Kulturpflanzen auf der LN in der Landschaft)

2.4 Formeln zur Berechnung der Charakterisierungsfaktoren

Die in Tabelle 4 aufgeführten Zusammenhänge ergeben die Grundgleichungen (Formel 2 bis 4) für das Bewertungsmodell. Diese Gleichungen machen für die einzelnen Artengruppen eine Vorhersage der Artenzahl auf Landschaftsebene in Abhängigkeit von einer bestimmten durchschnittlichen Nutzungsintensität auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche einer Landschaft und der gegebenen Landschaftsstruktur.

$$S_{plants} = \alpha \times LUI + \beta \times \%SNH + i \quad (\text{Formel 2: Gefässpflanzen})$$

S_{plants} = Gefässpflanzenvielfalt auf Landschaftsebene

LUI = Land use intensity index

%SNH = Flächenanteil halb-natürlicher Habitatstrukturen

α, β = Steigungen

i = Achsenabschnitt

$$S_{arthropods} = \alpha \times CropDiv + \beta \times \%SNH + i \quad (\text{Formel 3: Arthropoden})$$

$S_{arthropods}$ = Gefässpflanzenvielfalt auf Landschaftsebene

CropDiv = durchschnittliche Kulturpflanzenvielfalt in der Landschaft

%SNH = Flächenanteil halb-natürlicher Habitatstrukturen

α, β = Steigungen

i = Achsenabschnitt

$$S_{birds} = \alpha \times N_{input} + \beta \times \%SNH + i \quad (\text{Formel 4: Vögel})$$

S_{birds} = Vogelvielfalt auf Landschaftsebene

N_{input} = durchschnittlicher Stickstoffinput (inkl. Deposition) auf der landwirtschaftlich genutzten Fläche innerhalb einer Landschaft [kg N/ha]

%SNH = Flächenanteil halb-natürlicher Habitatstrukturen

α, β = Steigungen

i = Achsenabschnitt

Wählt man für die Landnutzungsintensitäts- und die Landschaftsstrukturparameter in diesen Formeln die möglichen Maximal- bzw. Minimalwerte (Tabelle 5), resultiert aus den Formeln 2 bis 4 die theoretisch maximal mögliche Artenzahl in einer Landschaft. Die maximal möglichen Artenzahlen dienen als Referenzzu-

stand, um für jede Artengruppe ein Artenverlustpotenzial (BDP – **B**iodiversity **D**amage **P**otential) aufgrund einer gegebenen Nutzungsintensität innerhalb einer Landschaft und der gegebenen Landschaftsstruktur zu berechnen. Dieses ergibt sich aus der Differenz zwischen der maximal möglichen Artenzahl und der Artenzahl unter der aktuellen Nutzung und Struktur.

Tabelle 5. Parameter zur Berechnung der maximal möglichen Artenzahl in einer Landschaft.

Parameter	Gefäss- pflanzen	Arthro- poden	Vögel
LUI	0	n.a.	n.a.
CropDiv	n.a.	16	n.a.
N _{input}	n.a.	n.a.	0
%SNH	100	99	100

Für die Parameter LUI und N_{input}, die sich beide negativ auf die Artenzahl auswirken, ist für eine maximale Artenzahl deren Minimalwert entscheidend. Der Minimalwert ist mit 0 gegeben (Tabelle 5), gleichbedeutend mit null Stickstoff- und Pestizidinput und einer Tierbesatzdichte von 0 in einer Landschaft. Der Parameter CropDiv wirkt sich mit zunehmender Anzahl positiv auf die Artenzahl der Arthropoden aus. Allerdings macht es keinen Sinn, den Wert beliebig gross zu wählen. Seine obere Grenze wurde auf 16 Kulturpflanzenarten gesetzt (Tabelle 5), ein Wert, der theoretisch denkbar ist, aber weit über der üblichen Anzahl an Kulturpflanzenarten in einer mitteleuropäischen Landschaft liegt. Der Parameter %SNH korreliert positiv mit der Artenvielfalt in einer Landschaft und kann den Maximalwert von 100% annehmen, entsprechen wurde er für die Gefässpflanzen und die Vögel auf diesen Wert gesetzt, um die maximal mögliche Artenzahl zu berechnen (Tabelle 5). Bei den Arthropoden wurde der Wert für %SNH dagegen auf 99 gesetzt unter der Annahme, dass ein 1% der Landschaftsfläche ackerbaulich genutzt wird und auf diesem einen Prozent der Fläche eine CropDiv von 16 vorhanden ist (Tabelle 5).

Um die errechneten BDP-Werte für die drei Artengruppen zu normalisieren und entsprechend zu aggregieren, ist es auch notwendig, die theoretisch minimal mögliche Artenzahl zu bestimmen. Dazu wurden für die Parameter entsprechen-

de Werte festgelegt (Tabelle 6). Durch die Normalisierung wird der Bereich für die BDP-Werte zwischen 0 und 1 festgelegt.

Tabelle 6. Parameter zur Berechnung der minimal möglichen Artenzahl in einer Landschaft.

Parameter	Gefäss- pflanzen	Arthro- poden	Vögel
LUI	100	n.a.	n.a.
CropDiv	n.a.	1	n.a.
N _{input}	n.a.	n.a.	400
%SNH	0	0	0

Unter Verwendung der Werte für die Steigungen und die Achsenabschnitte aus Tabelle 4 und die Werte für die Parameter aus Tabelle 5 und 6 ergeben sich die in Tabelle 7 aufgeführten theoretisch möglichen maximalen und minimalen Artenzahlen in einer mitteleuropäischen Landschaft.

Tabelle 7. Theoretisch mögliche minimale und maximale Artenzahlen in einer mitteleuropäischen Landschaft (basierend auf den im GREENVEINS-Projekt erhobenen Daten).

	Gefäss- pflanzen	Arthro- poden	Vögel
Maximum	286	106	80
Minimum	113	41	37

Schliesslich interessiert in einer Ökobilanz nicht das BDP auf der Fläche der Gesamtlandschaft, sondern der Anteil am BDP auf der Ebene der Gesamtlandschaft, der durch eine bestimmte Nutzung auf einem Flächenausschnitt innerhalb einer Landschaft verursacht wird. Das BDP, welches in einer bestimmten Landschaft aufgrund einer gegebenen Nutzungsintensität und Struktur vorhanden ist, wird deshalb mit dem prozentualen Flächenanteil einer betrachteten Fläche innerhalb einer Landschaft sowie dem Verhältnis zwischen der Intensität auf Landschaftsebene und der Intensität auf der betrachteten Fläche gewichtet. Die Be-

rechnung des BDP einer spezifischen Flächennutzung innerhalb einer Landschaft erfolgt für die drei Artengruppen nach den Formeln 5 bis 7.

$$BDP_{plants} = \frac{(S_{plants_{max}} - S_{plants_i})}{(S_{plants_{max}} - S_{plants_{min}})} \times \frac{F_{LS}}{F_x} \times \frac{LUI_{F_x}}{LUI_{LS}} \quad (\text{Formel 5})$$

BDP_{plants} = Artenverlustpotenzial für Gefässpflanzen in einer Landschaft infolge der Landnutzungsintensität LUI_{F_x} auf Fläche F_x

$S_{plants_{max}}$ = maximal mögliche Artenzahl für Gefässpflanzen in Landschaft LS

$S_{plants_{min}}$ = minimal mögliche Artenzahl für Gefässpflanzen in Landschaft LS

S_{plants_i} = Artenzahl für Gefässpflanzen in Landschaft LS unter der Landnutzungsintensität und Landschaftsstruktur zum Zeitpunkt i

F_{LS} = Fläche der Landschaft (im Modell hier 4 x 4 km = 16'000'000 m²)

F_x = Ausdehnung der landwirtschaftlich genutzten Fläche innerhalb der Landschaft mit der landwirtschaftlichen Kultur von Interesse (i.d.R. 1 ha = 10'000 m²)

LUI_{LS} = Landnutzungsintensitätsindex für die Gesamtlandschaft F_{LS}

LUI_{F_x} = Landnutzungsintensitätsindex für die Fläche F_x

$$BDP_{arthropods} = \frac{(S_{arthropods_{max}} - S_{arthropods_i})}{(S_{arthropods_{max}} - S_{arthropods_{min}})} \times \frac{F_{LS}}{F_x} \times \frac{CropDiv_{LS}}{CropDiv_{F_x}} \quad (\text{Formel 6})$$

$BDP_{arthropods}$ = Artenverlustpotenzial für die Arthropoden als Gesamtgruppe in einer Landschaft mit $CropDiv_{F_x}$ auf Fläche F_x

$S_{arthropods_{max}}$ = maximal mögliche Artenzahl für die Arthropoden als Gesamtgruppe in Landschaft LS

$S_{arthropods_{min}}$ = minimal mögliche Artenzahl für die Arthropoden als Gesamtgruppe in Landschaft LS

$S_{arthropods_i}$ = Artenzahl für die Arthropoden als Gesamtgruppe in Landschaft LS unter der Landnutzungsintensität und Landschaftsstruktur zum Zeitpunkt i

F_{LS} = Fläche der Landschaft (im Modell hier 4 x 4 km = 16'000'000 m²)

F_x = Ausdehnung der landwirtschaftlich genutzten Fläche innerhalb der Landschaft mit der landwirtschaftlichen Kultur von Interesse (i.d.R. 1 ha = 10'000 m²)

$CropDiv_{LS}$ = durchschnittliche Kulturpflanzenvielfalt in Landschaft F_{LS}

$CropDiv_{F_x}$ = Anzahl Kulturpflanzen in der Fruchtfolge (zeitlich) auf Fläche F_x

In Formel 6 steht im Faktor $\frac{CropDiv_{LS}}{CropDiv_{F_x}}$ der Parameter, der sich auf die Gesamtlandschaft bezieht, im Zähler. In Formel 5 und 7 dagegen steht dieser Parameter im Nenner. Das hat damit zu tun, dass CropDiv in einem positiven Zusammenhang mit der Artenvielfalt steht, wohingegen LUI (Formel 5) und N_{input} (Formel 7) in einem negativen Zusammenhang zur Artenvielfalt stehen. Ist $CropDiv_{F_x}$ geringer als $CropDiv_{LS}$, muss der Faktor $\frac{CropDiv_{LS}}{CropDiv_{F_x}}$ grösser 1 sein, damit der betrachteten Fläche F_x entsprechend ein höherer Anteil an den Gesamtauswirkungen auf Landschaftsebene angerechnet wird.

$$BDP_{birds} = \frac{(S_{birds_{max}} - S_{birds_i})}{(S_{birds_{max}} - S_{birds_{min}})} \times \frac{F_{LS}}{F_x} \times \frac{N_{input_{F_x}}}{N_{input_{LS}}} \quad (\text{Formel 7})$$

BDP_{birds} = Artenverlustpotenzial für Vögel in einer Landschaft infolge der Landnutzungsintensität mit $N_{input_{F_x}}$ auf Fläche F_x

$S_{birds_{max}}$ = maximal mögliche Artenzahl für Vögel in Landschaft LS

$S_{birds_{min}}$ = minimal mögliche Artenzahl für Vögel in Landschaft LS

S_{birds_i} = Artenzahl für Vögeln in Landschaft LS unter der Landnutzungsintensität und Landschaftsstruktur zum Zeitpunkt i

F_{LS} = Fläche der Landschaft (im Modell hier 4 x 4 km = 16'000'000 m²)

F_x = Ausdehnung der landwirtschaftlich genutzten Fläche innerhalb der Landschaft mit der landwirtschaftlichen Kultur von Interesse (i.d.R. 1 ha = 10'000 m²)

$N_{input_{LS}}$ = durchschnittlicher Stickstoffinput (inkl. Deposition) auf der landwirtschaftlich genutzten Fläche innerhalb der Gesamtlandschaft F_{LS}

$N_{input_{F_x}}$ = Stickstoffinput (inkl. Deposition) auf Fläche F_x

2.5 Aggregierter Artenverlustindex, bio-geographische Differenzierung und Produktebezug

2.5.1 Aggregierter Artenverlustindex

Da es sich bei den BDPs für die einzelnen Artengruppen um normalisierte Werte handelt, die alle einen Wertebereich von 0 bis 1 einnehmen, können diese miteinander verrechnet und entsprechend aggregiert werden. Für die hier ausgearbeitete Version der Bewertungsmethode wurde allen drei Artengruppen dasselbe Gewicht beigemessen. Entsprechend errechnet sich das Gesamt-BDP (BDP_{tot}) aus dem Mittelwert der einzelnen BDP-Werte der drei Artengruppen (Formel 8).

$$BDP_{tot} = \frac{(BDP_{plants} + BDP_{arthropods} + BDP_{birds})}{3} \quad (\text{Formel 8})$$

2.5.2 Bio-geographische Differenzierung

Die Formeln 5 bis 7 zur Berechnung der BDPs für die einzelnen Artengruppen basieren auf den empirischen Artenzahlen aus dem GREENVEINS-Projekt und sind repräsentativ für einen bio-geographischen Kontext, wie er in Mitteleuropa vorzufinden ist. Soll das BDP für ein landwirtschaftliches Erzeugnis berechnet werden, das aus einem anderen bio-geographischen Kontext stammt, so müssen die Formeln angepasst werden. Dazu führten wir für die hier erarbeitete Version der Bewertungsmethode Korrekturfaktoren ein, die auf den kritischen Stickstofffrachten (critical nitrogen loads) für Ökosysteme (Clark *et al.*, 2013) in verschiedenen Biomen beruhen (Olson *et al.*, 2001).

Die kritischen Stickstofffrachten bezeichnen jenen Schwellenwert an Stickstoffeintrag in ein Ökosystem, unterhalb dessen das System nicht mit signifikanten Veränderungen reagiert (Clark *et al.*, 2013). Solche Werte werden für einzelne Vegetationstypen, die für bestimmte bio-geographische Bezugsgrössen wie Biome typisch sind, empirisch erhoben (Pardo *et al.*, 2011; Clark *et al.*, 2013). Die Werte sind ein Mass für die Empfindlichkeit der Vegetation eines Ökosystems und damit auch für das Ökosystem als Ganzes.

Tabelle 8. Faktoren zur bio-geographischen Differenzierung für die im Zusammenhang mit den im Projekt ausgearbeiteten Fallstudien relevanten Herkunftsregionen.

Biom ¹	Herkunftsregionen Fallstudien	Critical nitrogen load [kg N/ha*a ⁻¹]	Quelle	Korrekturfaktor
Temperate broadleaf and mixed forests	Mitteleuropa; China	12.5	(Clark <i>et al.</i> , 2013)	1.00
Tropical and subtropical grasslands, savannas, and shrublands	Brasilien	7.5	(Pardo <i>et al.</i> , 2011)	1.67
Temperate grasslands, savannas, and shrublands	Kanada	10.0	(Pardo <i>et al.</i> , 2011)	1.25

¹Gemäss Nomenklatur von Olson *et al.* (2001).

Die kritische Stickstofffracht für das Biom, in welchem die GREENVEINS-Daten erhoben wurden (Biom: „Temperate broadleaf and mixed forests“) und innerhalb dessen die Formeln 5 bis 7 mit den Parametern aus Tabelle 4 ihre Gültigkeit haben, beträgt jährlich 12.5 kg N/ha (Tabelle 8). Dieser Wert ist die Vergleichsbasis für die Berechnung des Korrekturfaktors für ein anderes Biom. Hat ein anderes

Biom als „Temperate broadleaf and mixed forests“ einen geringeren Wert, sind die dort vorherrschenden Ökosysteme entsprechend empfindlicher. Wird der Basiswert durch den Wert des Bioms mit den empfindlicheren Ökosystemen geteilt, resultiert ein Faktor grösser 1 (Tabelle 8), mit dem der BDP_{tot} -Wert multipliziert wird und folglich ein höheres Artenverlustpotenzial zum Ausdruck bringt. Ist der Wert für die kritische Stickstofffracht eines Bioms grösser als der Basiswert, sind die Ökosysteme in diesem Biom entsprechend weniger empfindlich und der BDP_{tot} -Wert wird mit einem Faktor kleiner 1 multipliziert.

2.5.3 Produktbezug

Der Modellwert aus Formel 8, BDP_{tot} , ist ein Index für das Artenverlustpotenzial innerhalb einer Landschaft bezogen auf eine bestimmte über einen begrenzten Zeitraum bewirtschaftete Fläche. Ist die Grösse der Fläche 1 ha und die Okkupationszeit 1 Jahr, ist die funktionelle Einheit folglich ha*a. Da das Artenverlustpotenzial am artenreichsten Zustand einer Landschaft referenziert wird (Kapitel 2.4), weist BDP_{tot} immer einen Schaden aus, bzw. der Wert ist stets positiv. Dadurch kann der Produktbezug entsprechend hergestellt werden, indem der Artenverlustindex pro Fläche durch den Ertrag, der auf der betreffenden Fläche erwirtschaftet wird, dividiert wird.

2.6 Operationalisierung des Methodenkonzepts

2.6.1 Validierung des angewendeten Berechnungsverfahrens für den Flächenanteil halb-natürlicher Habitatstrukturen

Die halb-natürlichen Habitate in einer Landschaft wurden im GREENVEINS-Projekt mittels farbechter Orthofotos mit einer räumlichen Auflösung von weniger als 1 m sowie mit Hilfe von topographischen Karten in GIS digitalisiert (Bailey *et al.*, 2007; Billeter *et al.*, 2008). Diese hochaufgelöste Kartierung diente innerhalb des GREENVEINS-Projektes als Grundlage für die Berechnung des Flächenanteils halb-natürlicher Habitate in einer Landschaft. Solche Hilfsmittel sind einerseits nicht global verfügbar und andererseits teuer. Die Herausforderung in der Umsetzung des hier entwickelten Methodenkonzepts bestand in erster Linie deshalb darin, den im GREENVEINS-Projekt hoch-aufgelösten Landschaftsstrukturparameter soweit anzupassen und zu verallgemeinern, dass eine Herleitung für eine globale Anwendung möglich wurde.

Öffentlich frei zugängliches Kartenmaterial, auf dem Landschaftsstrukturen von Auge erkennbar sind, sind die Satellitenbilder von Google Earth. Der Vorteil derartiger Daten ist ihre leichte Verfügbarkeit sowie deren lückenlose, weltweite Abdeckung. Nachteile sind die weniger feine räumliche Auflösung, die zudem uneinheitlich ist und vor allem in dünn besiedeltem Gebiet so grob sein kann, dass die eindeutige Objekterkennung von Auge erschwert ist, sowie die uneinheitliche, zeitliche Aktualisierung. Trotzdem sind die Satellitenbilder von Google Earth potenziell für die Anwendung innerhalb einer Ökobilanz sehr interessant, da sich basierend darauf praktisch für jeden Standort der terrestrischen Erdoberfläche die Landschaftsstruktur erfassen lässt.

Im Rahmen der in diesem Projekt durchgeführten Methodenentwicklung wurde deshalb geprüft, ob die manuelle Erfassung der halb-natürlichen Strukturen innerhalb einer Landschaft mittels der Satellitenbilder von Google Earth genau genug ist, um in der Regressionsanalyse der GREENVEINS-Daten dieselben statistisch signifikanten Zusammenhänge aufzuzeigen. Dazu wurden für die 25 Landschaften des GREENVEINS-Projektes die halb-natürlichen Habitatstrukturen, definiert über die in Tabelle 3 (Kapitel 2.3) aufgeführten Habitattypen, basierend auf den Google Earth-Satellitenbildern mit der Open Source GIS-Software QGIS

2.8.2-Wien (QGIS Development Team, 2015) manuell erfasst (das Prozedere ist in Kapitel 2.6.2 beschrieben).

Die Flächen der digitalisierten Habitatstrukturen wurden für jede der 25 Landschaften aufsummiert und daraus der Flächenanteil halb-natürlicher Habitate an der Gesamtlandschaft neu berechnet. Die neu berechneten Werte sind in Tabelle 9 aufgeführt (Spalte „%SNH_GE“).

Tabelle 9. Ursprüngliche Werte für den Flächenanteil halb-natürlicher Habitate aus dem GREENVEINS-Projekt (%SNH) und mittels der Google Earth Satellitenbilder hergeleiteten Werte (%SNH_GE).

Landschafts- quadrat ¹	%SNH ²	%SNH_GE ³	Differenz in % (100% Basis = %SNH)
B-BRE	32.13	35.54	10.61
B-HOE	18.36	16.34	-11.01
B-KAP	15.85	16.33	3.03
B-VOE	45.36	49.98	10.17
F-AL	26.37	24.19	-8.28
F-FOD	45.35	42.09	-7.19
F-FOO	28.77	31.21	8.48
N-BAL	7.92	9.21	16.25
N-BEN	20.81	22.43	7.81
N-SCH	20.73	24.71	19.23
N-WEE	15.06	17.65	17.19
C-BRO	26.58	24.33	-8.45
C-SVE	39.49	36.58	-7.38
C-VER	52.96	49.42	-6.68
D-FRI	25.60	21.03	-17.86
D-MFL	27.51	22.87	-16.89
D-QFP	2.69	2.22	-17.24
D-WAN	17.57	13.66	-22.27
H-KLG	17.45	15.00	-14.04
H-NUB	44.06	36.63	-16.85
H-REE	41.63	36.06	-13.38
E-ARE	31.88	37.60	17.92
E-VIH	35.91	36.79	2.46
E-VII	30.19	35.43	17.35
E-VMA	23.82	24.04	0.93

¹Landschaftscodes: siehe Billeter et al. (2008).

²Flächenanteil halb-natürlicher Habitate: Werte aus GREENVEINS-Projekt

³Flächenanteil halb-natürlicher Habitate: Werte neu berechnet mittels Digitalisierung der Habitatstrukturen basieren auf „google satellite“-Kartenmaterial mittels QGIS.

Danach wurde die Regressionsanalyse mit den GREENVEINS-Rohdaten für die in Tabelle 4 (Kapitel 2.3) aufgeführten Zusammenhänge erneut berechnet. Dabei wurden aber die Originalwerte für den Flächenanteil halb-natürlicher Habitats aus dem GREENVEINS-Projekt mit den über die Google Earth-Satellitenbilder neu berechneten Werten ersetzt. Auch mit den neu berechneten Werten blieben die Signifikanzen für sämtliche betrachteten Zusammenhänge erhalten (Tabelle 10).

Tabelle 10. Resultate der Regressionsanalyse der GREENVEINS-Rohdaten unter Verwendung des mittels Google Earth Satellitenbilder hergeleiteten Flächenanteils halb-natürlicher Habitats (%SNH_GE).

Artengruppe mit Modellparameter	d.f.	F	P
Gefässpflanzen	16		
LUI ¹		0.71	0.0057
%SNH_GE ²		1.04	0.0064
Vögel	16		
N _{Input} ³		0.04	0.0221
%SNH_GE ²		0.29	0.0141
Arthropoden	66		
CropDiv ⁴		2.02	0.0349
%SNH_GE ²		0.38	0.0019

¹LUI: Landnutzungsintensitätsindex
²%SNH_GE: Flächenanteil (halb-) natürlicher Habitats [in % bezogen auf die Landschaft] berechnet mittels Digitalisierung von „google satellite“-Kartenmaterial in QGIS
³N_{Input}: N-Input auf LN (kg N ha⁻¹ a⁻¹)
⁴CropDiv: Kulturpflanzenvielfalt (∅ # Kulturpflanzen auf der LN in der Landschaft)

Damit wurde der Nachweis erbracht, dass die Google Earth Satellitenbilder in der Auflösung ausreichend sind, um den Flächenanteil halb-natürlicher Habitats hinreichend genau zu berechnen. Die so berechneten Werte können somit im Rahmen des hier entwickelten Bewertungsmodells für die Abschätzung der Artenverlustpotenziale für die betrachteten Artengruppen (Formeln 5 bis 7, Kapitel 2.4) verwendet werden.

Die in den linearen Regressionsgleichungen verwendeten Werte für die Steigung und den y-Achsenabschnitt innerhalb der hier entwickelten Bewertungsmodelle (Tabelle 4, Kapitel 2.3) wurden ausschliesslich aus den Rohdaten des GREENVEINS-Projekts hergeleitet. Das heisst, auch für den Flächenanteil halb-natürlicher Habitats wurde mit den Werten aus dem GREENVEINS-Projekt gerechnet und nicht mit den über die Google Earth Satellitenbilder neu berechneten Werten. Der Grund dafür ist, dass die Werte für den Flächenanteil halb-natürlicher Habitats aus dem GREENVEINS-Projekt besser mit den gleichzeitig erhobenen Artenzahlen zusammen passen. Wie aus Tabelle 9 ersichtlich ist, können die Abweichungen zwischen den im GREENVEINS-Projekt berechneten Werten für den Flächenanteil halb-natürlicher Habitats und den neu über die Google Earth Satellitenbilder berechneten Werten erhebliche Unterschiede bestehen. Ein Teil dieser Unterschiede lässt sich sicher mit der weniger genauen Erfassung der Habitatstrukturen über die Google Earth Satellitenbilder erklären, insbesondere dann, wenn der neu berechnete Wert geringer ist als jener aus dem GREENVEINS-Projekt. Es gibt aber auch Fälle, in denen der neu berechnete Wert über jenem aus dem GREENVEINS-Projekt liegt (im extremsten Fall war der neu berechnete Wert 19% grösser → Landschaftsquadrat N-SCH; Tabelle 9). Neben Digitalisierungsfehlern in GIS, die aufgrund des weniger hoch aufgelösten Bildmaterials zustande kommen, können solche Unterschiede vermutlich auch auf zeitliche Veränderungen in den betreffenden Landschaften zurückgeführt werden. Seit der Erfassung der Habitatstrukturen im Rahmen des GREENVEINS-Projektes und der Neuerfassung mittels der Google Earth Satellitenbilder im Rahmen dieses Projektes liegen über 10 Jahre. In dieser Zeit kann sich eine Kulturlandschaft infolge einer geänderten Nutzung beträchtlich verändern.

2.6.2 Digitalisierung eines Landschaftsquadrates basierend auf Google Earth Satellitenbildern

Die Flächenerfassung und -digitalisierung erfolgte mittels der Open Source-Software QGIS 2.8.2-Wien (QGIS Development Team, 2015) sowie der Plugins „OpenLayers“, „Rectangles Ovals Digitizing“ und „MMQGIS“. Mittels OpenLayers lässt sich online direkt auf die Google Satellitenbilder zugreifen und diese als Layer in ein GIS-Projekt einbinden. Rectangles Ovals Digitizing ermöglichte es,

Kreise mit definiertem Durchmesser und Quadrate um gegebene Koordinatenpunkte zu legen. MMQGIS wurde verwendet, um Pufferstreifen um Linienobjekte anzulegen sowie Gitternetze über eine Fläche zu legen.

Referenzgitter

Eine relativ geringfügige Verschiebung eines Landschaftsquadrates über die Google Earth Satellitenbilder kann zur Folge haben, dass der Wert für den Flächenanteil halb-natürlicher Habitate stark variiert. Für die Anwendung der hier entwickelten Methode in Ökobilanzen ist es deshalb zentral, dass die Landschaftsquadrate immer gleich auf die Fläche gelegt werden, um verschiedene Bilanzierungen vergleichbar machen zu können. Im Rahmen der Ausarbeitung der Fallstudien wurde deshalb in QGIS für jedes Herkunftsland ein Referenzgitter generiert, um die Punkte, um welche ein Landschaftsquadrat von 4 x 4 km gelegt wird, immer gleich auszuwählen. Dazu wurde für jede Herkunftsregion ein günstig positioniertes Landes-Koordinatensystem ausgewählt (Tabelle 11). Ausgehend vom Koordinaten-Nullpunkt des jeweiligen Koordinatenbezugsystems wurde ein quadratisches Koordinatennetz mit einer Maschenweite von 4 km über die Fläche der Herkunftsländer gelegt. Ist ein Produktionsstandort vorgegeben, für den eine Bewertung der landnutzungsbedingten Auswirkungen auf die Artenvielfalt auf Landschaftsebene gemacht werden soll, wird jener Gitterpunkt als Mittelpunkt des Landschaftsquadrates ausgewählt, der dem Produktionsstandort am nächsten liegt.

Tabelle 11. Für die verschiedenen Regionen der Fallstudien verwendete Koordinatenbezugsysteme zur Festlegung der Referenzgitter.

Für LS-Mittelunkt(e) in	Verwendetes Landes-KBS	KBS-Nummer
Brasilien	Guyana	IGNF:CSG67UTM21, Guyane CSG67 UTM fuseau 21
China	China	EPSG:3415, WGS 72BE / South China Sea Lambert
Schweiz, Frankreich, Spanien, Sizilien, Deutschland, Österreich, Banat	Schweiz	EPSG:21781, CH1903 / LV03
Kanada	USA	EPSG:32020, NAD27 / North Dakota North

Erstellen des Landschaftsquadrates und erfassen der Habitatstrukturen

Das Erstellen eines 4 x 4 km Landschaftsquadrates um einen gegebenen Koordinatenpunkt in QGIS umfasste folgende Schritte:

1. Einlesen des Koordinatenpunktes in einen Punkt-Layer.
2. Ziehen eines Hilfskreises mit 4 km-Radius in einer separaten Flächen-Layer um den Koordinatenpunkt in der Punkt-Layer.
3. konzentrisches Aufziehen eines Quadrates um den Kreis in einer separaten Layer.

Sämtliche der oben generierten Layer sowie die Layer für das Erfassen der Habitatstrukturen erfolgten in demselben Koordinatenbezugssystem (KBS), in dem die Google Earth Satellitenbilder vorliegen. Es ist dies das projizierte KBS WGS84 / Pseudo Mercator (EPSG: 4326). Die Erfassung der halb-natürlichen Habitate erfolgte, analog zum Vorgehen von Bailey et al. (2007) und unter Anwendung derselben Einteilungskriterien, als Punkt-, Linien- und Flächenelemente. Die Erfassung der verschiedenen Elementtypen geschah in getrennten Layern.

Bei den Punktelementen handelte es sich um Einzelbäume, wenn sich diese auf einer Ackerfläche befanden. Dauergrünlandflächen wurden als Ganzes als halb-natürliche Habitate erfasst. Einzelbäume, die sich auf diesen Flächen befanden, wurden nicht noch zusätzlich erfasst. Da Einzelbäume nur eine geringe Fläche einnehmen, wurden diese nur für monotone Agrar-Landschaften, in denen sonst kaum halb-natürliche Habitate vorzufinden waren, im Detail berücksichtigt.

Als Linienelemente wurden Säume entlang von Feldern, Wegen und Gewässern, die Uferzone von stehenden Gewässern sowie Hecken und Gebüsche aufgenommen. Lineare Strukturen wurden berücksichtigt, wenn sie mindestens 1 m breit und mindestens 25 m lang waren; Hecken mussten mindestens 40 m lang sein. Linienförmige Elemente wurden als Flächenelement erfasst, wenn Säume oder Uferzonen entlang von Gewässern breiter als 2 m, Säume entlang von Feldern und Wegen breiter als 5 m und Hecken breiter als 10 m waren.

Direkt zu erfassende Flächenelemente waren Dauergrünland, Wald- und Feldgehölz, Langzeitbrachen im Ackerland, Ruderalflächen, Flächen mit spärlicher Vegetationsdecke und Felsen, Obst- und Nussbaumpflanzungen sowie Moore und Sümpfe.

Ebenfalls nach der Vorgabe von Bailey et al. (2007) wurden sowohl Linien- als auch Punktelementen nach deren Aufnahme mittels einer Pufferfunktion eine räumliche Ausdehnung verliehen. Allerdings wurde der Pufferabstand und somit die Breite für lineare Strukturen sowie der Durchmesser von Punktelementen von einem auf 3 m vergrößert, um die aufgenommene Fläche etwas nach oben anzupassen und so die Wirkung einer auflösungsbedingten Unterschätzung der Habitatflächen-Ausdehnung zu korrigieren. Lineare Strukturen, die sich direkt am Rand von flächigen Elementen befanden, wurden zudem direkt in die benachbarte Fläche integriert und nicht wie in Bailey et al. (2007) vorgeschlagen, mit einem Zweimeter-Puffer versehen und für eine lücken- und überschneidungslose Berührungslinie entlang der Fläche von jener subtrahiert.

Nach der Transformation von Punkt- und Linienelementen zu kleinflächigen Strukturen konnten jeweils alle Flächenlayer einer Landschaft in einem neuen Layer zu der gesamten Fläche der halbnatürlichen Habitate zusammengefasst werden. Die Flächenausdehnung jedes einzelnen Flächenelementes wurde in QGIS mit der Feldrechnerfunktion berechnet. Die so erhaltenen Einzelwerte wurden in Excel kopiert und zur gesamten Fläche halb-natürlicher Habitate in einer Landschaft aufsummiert und der Flächenanteil in Bezug auf die Gesamtlandschaft berechnet.

2.7 Datenbedarf zur Erstellung des Inventars eines landwirtschaftlichen Produktes

In Bezug auf die Landschaftsstrukturparameter (hier: Flächenanteil halbnatürlicher Habitate) ist es für das Erstellen eines Inventars ausreichend, wenn bekannt ist, an welchem Standort ein bestimmtes landwirtschaftliches Produkt produziert wurde. Basierend darauf kann der Flächenanteil halbnatürlicher Habitate wie in Kapitel 2.6 beschrieben hergeleitet werden.

In Bezug auf die Landnutzungsintensitätsparameter (Tabelle 12) werden einerseits die Durchschnittswerte auf Ebene der Landschaft benötigt, um die Artenzahlen in den Formeln 2 bis 4 zu berechnen, die dann ihrerseits in den Formeln 5 bis 7 benötigt werden. Andererseits braucht es für die Landnutzungsintensitätsparameter auch die entsprechenden Werte für die betrachtete Kultur auf der von ihr belegten Produktionsfläche innerhalb einer Landschaft, um in den Formeln 5

bis 7 den Anteil dieser Fläche am Artenverlustpotenzial in der Gesamtlandschaft zu bestimmen. Die Intensitätswerte (N-Input, Pestizideinsatz) für die betrachtete Kultur sind im Rahmen eines Ökobilanzinventars ohnehin vorhanden. Da beim N-Input neben dem Input über Dünger auch die Deposition miteingerechnet wird, braucht es hier Region-spezifische Depositionswerte, die zum Teil im Internet abgerufen werden können. Länder-spezifische Angaben finden sich auch unter www.emep.int (*European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP)*; Centre on Emission Inventories and Projections).

Tabelle 12. Definition der innerhalb der Bewertungsmodelle verwendeten Landnutzungsintensitätsparameter (Definition gemäss (Herzog *et al.*, 2006; Billeter *et al.*, 2008).

Indikator	Einheit	Definition / Bestimmung Indikatorwert
Stickstoffinput auf der landwirtschaftlich genutzten Fläche	kg N/ha	Durchschnittlicher N-Input auf Ackerflächen und Dauergrünland (Dünger N-Input + Deposition)
Tierbesatzdichte	LU/ha	Anzahl Grossvieheinheiten pro Hektare (GVE = ausgewachsene Kuh mit einer Milchleistung von 5'000 l/a)
Pestizideinsatz	Anzahl	Summe der ausgebrachten synthetischen Pestizide innerhalb der beiden vorherrschenden Kulturen in der Fruchtfolge
Anzahl Fruchtfolgeglieder	Anzahl	Durchschnittliche Anzahl Kulturpflanzen, die innerhalb einer Landschaft kultiviert werden

Die Durchschnittswerte auf Landschaftsebene können aus der durchschnittlichen Fruchtfolge und der durchschnittlichen Tierbesatzdichte in einer Region abgeleitet werden. Die durchschnittliche Tierbesatzdichte in einer Region sollte für eine Landschaft mit dem vorhandenen Grünlandanteil gewichtet werden. Um den durchschnittlichen N-Input auf Landschaftsebene zu bestimmen, wird dieser getrennt für Acker- und Dauergrünland ermittelt und dann gemäss den entsprechenden Flächenanteilen auf einen Landschafts-bezogenen Durchschnitt hochgerechnet. Um die Genauigkeit der Durchschnittswerte auf Landschaftsebene zu verfeinern, sollten darüber hinaus die Anzahl Pestizidspritzungen und der N-Input sowohl für eine konventionelle als auch für eine biologische Anbauweise in einer bestimmten Region ermittelt werden. Der Landschafts-bezogene Durchschnitt

lässt sich dann über die landschafts-spezifischen Flächenanteilen von biologischer und konventioneller Produktion weiter gewichten.

3 Fallstudien

Im Rahmen des Gesamtprojektes wurden verschiedene Produkte festgelegt, anhand derer die hier entwickelte Wirkungsabschätzungsmethode für Biodiversität exemplarisch getestet wurde. Die Fallstudien umfassen Brot, Milch, Rindfleisch aus Mutterkuhhaltung (Natura Beef), Äpfel, Erdbeeren, Eisbergsalat und Tomaten. Für jedes Produkt wurden jeweils eine Bio- und eine konventionelle Variante berechnet.

3.1 Resultate Brot

Für die Auswirkungen eines Brotes auf die Artenvielfalt auf Landschaftsebene ist in erster Linie die Getreideproduktion relevant. Tabelle 13 zeigt die Herkunft für biologisch und konventionell produzierte Weizenkörner, welche in einer Getreidemühle in der Schweiz gemahlen werden (Angaben Swissmill). In Tabelle 13 sind auch die BDP-Werte für Weizen pro ha und kg für die einzelnen Herkunftsländer aufgeführt.

Tabelle 13. Zusammensetzung des Weizenkörnermixes und der BDP-Werte für die Weizenproduktion in den einzelnen Herkunftsländern.

Herkunftsland	Anteil im Weizenkörnermix in %		BDP/ha		BDP/kg	
	bio	konv.	bio	konv.	bio	konv.
Österreich	52	76	0.000318	0.000522	6.76E-08	8.35E-08
Rumänien	7	-	0.000313	-	6.66E-08	-
Kanada	16	22	0.000395	0.000476	1.46E-07	2.11E-07
Schweiz	24	2	0.000232	0.000347	6.14E-08	5.84E-08

Für die Berechnung der BDP-Werte pro kg Weizenkörner wurden die Ertragswerte, der Stickstoffinput, der Pestizideinsatz sowie die Allokationsfaktoren (Getreide / Stroh) aus Tabelle 14 zu Grunde gelegt. Aus den Angaben in den Tabellen 13 und 14 lässt sich das BDP für den gesamten Weizenkörnermix für bio und konventionell berechnen (Tabelle 15). Für den gesamten Weizenkörnermix ist das BDP sowohl pro ha als auch pro kg im Fall von Bio-Weizen geringer. Einzig im

Fall von Weizen aus der Schweiz schneidet der konventionelle Weizen pro kg besser ab (Tabelle 15).

Tabelle 14. Weizenerträge, Stickstoff- und Pestizideinsatz sowie Allokationsfaktoren für die verschiedenen Herkunftsländer.

Herkunftsland	Ertrag		N-Input		Pestizideinsatz		Allokationsfaktor	
	[kg/ha]		[kg N/ha]		[Anzahl]			
	bio	konv.	bio	konv.	bio	konv.	bio	konv.
Österreich	4'700	6'250	110	150	0	5	1	1
Rumänien	4'700	-	110	-	0	-	1	-
Kanada	2'704	2'253	100	83	0	2	1	1
Schweiz	4'069	6'425	122	143	0	4	1.074	1.081

Tabelle 15. BDP-Werte für den Weizenkörnermix.

Herkunftsland	BDP/ha		BDP/kg	
	bio	konv.	bio	konv.
Österreich	0.000165	0.000397	3.51E-08	6.35E-08
Rumänien	0.000022	-	4.66E-09	-
Kanada	0.000063	0.000105	2.34E-08	4.65E-08
Schweiz	0.000056	0.000007	1.28E-08	9.99E-10
Total Getreidemix	0.000306	0.000508	7.59E-08	1.11E-07
Unterschied%	100	166	100	146

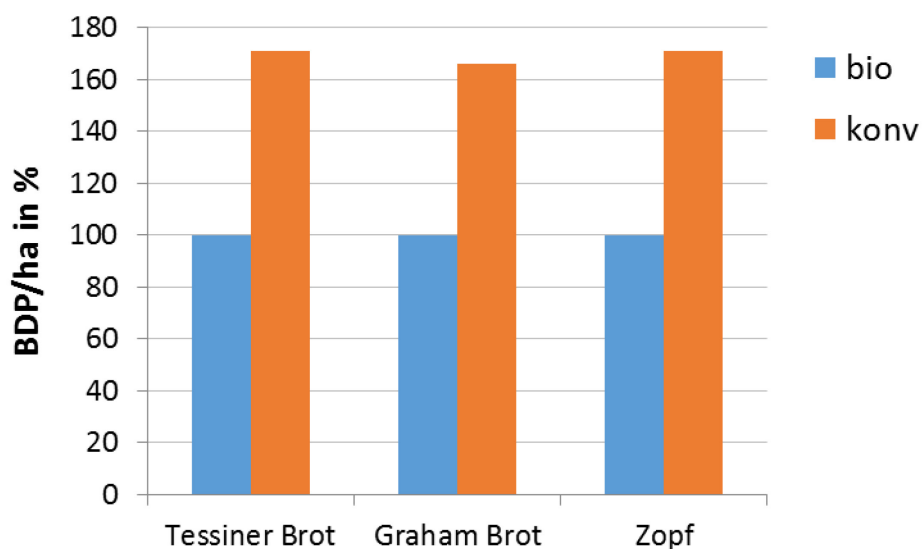
Ausgehend von den Mehlteilen in den drei Brotsorten Tessiner Brot, Graham Brot und Zopf und den Allokationsfaktoren für die einzelnen Mehltypen (Tabelle 16; berechnet aus Angaben von Swissmill), lässt sich das BDP für die einzelnen Brotsorten berechnen.

Tabelle 16. Mehlteile in den verschiedenen Brotsorten und Allokationsfaktoren für die Zuteilung der Auswirkungen von Getreide zu Mehl.

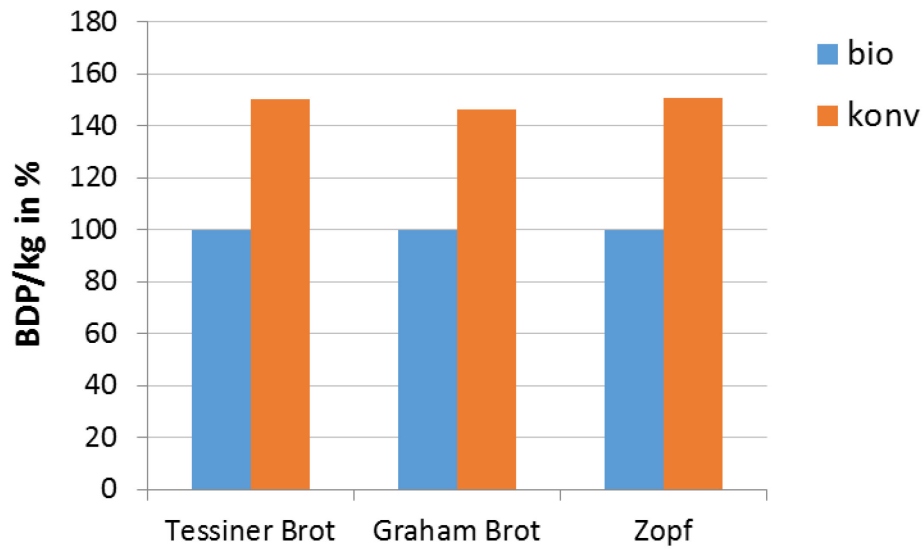
Mehltyp	Tessiner Brot	Graham Brot	Zopf	Allokationsfaktor Getreide zu Mehl	
	%	%	%	bio	konv.
Weissmehl	68.43	0.19	65.71	0.32	0.32
Vollkornmehl	0.22	50.95	0.12	0.99	0.99

Halbweissmehl	5.35	-	2.20	0.59	0.60
---------------	------	---	------	------	------

Die relativen Unterschiede zwischen den Bio-Broten und den entsprechenden konventionellen Broten sind in den Figuren 1 und 2 dargestellt. Die Unterschiede zwischen bio und konventionell sind für die verschiedenen Brotsorten sehr ähnlich. Der relative Unterschied zwischen bio und konventionell ist bezogen auf die Fläche jeweils deutlich zu Gunsten von bio (Figur 1). Auf das kg Brot schneiden die Bio-Brote immer noch deutlich besser ab, der relative Unterschied schrumpft allerdings um rund 20% zusammen (Figur 2).



Figur 1. Relativer Unterschied der BDP-Werte pro ha zwischen bio (100% Basis) und konventionell für die verschiedenen betrachteten Brotsorten.



Figur 2. Relativer Unterschied der BDP-Werte pro kg Brot zwischen bio (100% Basis) und konventionell für die verschiedenen betrachteten Brotsorten.

3.2 Resultate Milch

In der Milchproduktion kommen die Auswirkungen auf die Biodiversität in erster Linie durch den Futterbau zu Stande. Verglichen wird hier die Bio-Milchproduktion mit konventioneller Milchproduktion in einer Landschaft im Schweizer Mittelland. In Tabelle 17 sind die jährlichen Futtermengen für eine Milchkuh in der konventionellen und der biologischen Produktion aufgeführt. Der jährliche Output der biologischen und konventionellen Milchproduktion ist in Tabelle 18 zusammengefasst. Tabelle 19 enthält die für die Berechnung der BDP-Werte notwendigen Angaben bezüglich der Einzelkomponenten des Milchleistungsfutters für konventionell und bio.

Tabelle 17. Jährliche Futtermengen für eine Milchkuh in der konventionellen und biologischen Produktion.

Futterkomponente	Konventionelle Milchproduktion	Biologische Milchproduktion
	kg/a	kg/a
Sojaschrot	250	
Eiweisskonzentrat	-	235
Milchleistungsfutter	510	280
Mineralfutter	50	45
Viehsalz	20	20
Weidegras	3'550*	3'550*
Dürrfutter belüftet	-	1'140*
Grassilage	990*	990*
Maissilage	990*	990*
Stroh	1'200*	1'200*

*bezieht sich auf Trockenmasse

Tabelle 18. Jährliche Produktionsmengen und Allokationsfaktoren für konventionelle und biologische Milchproduktion.

Produkt	Konventionelle Milchproduktion			Biologische Milchproduktion		
	kg/a	CHF/a	Allokationsfaktor	kg/a	CHF/a	Allokationsfaktor
Rohmilch	7'740	4'432	86%	6'740	5'144	87%
Abgehende Milchkuh	91.4	494	10%	93	577	10%
Kalb	65	209	4%	65	209	4%

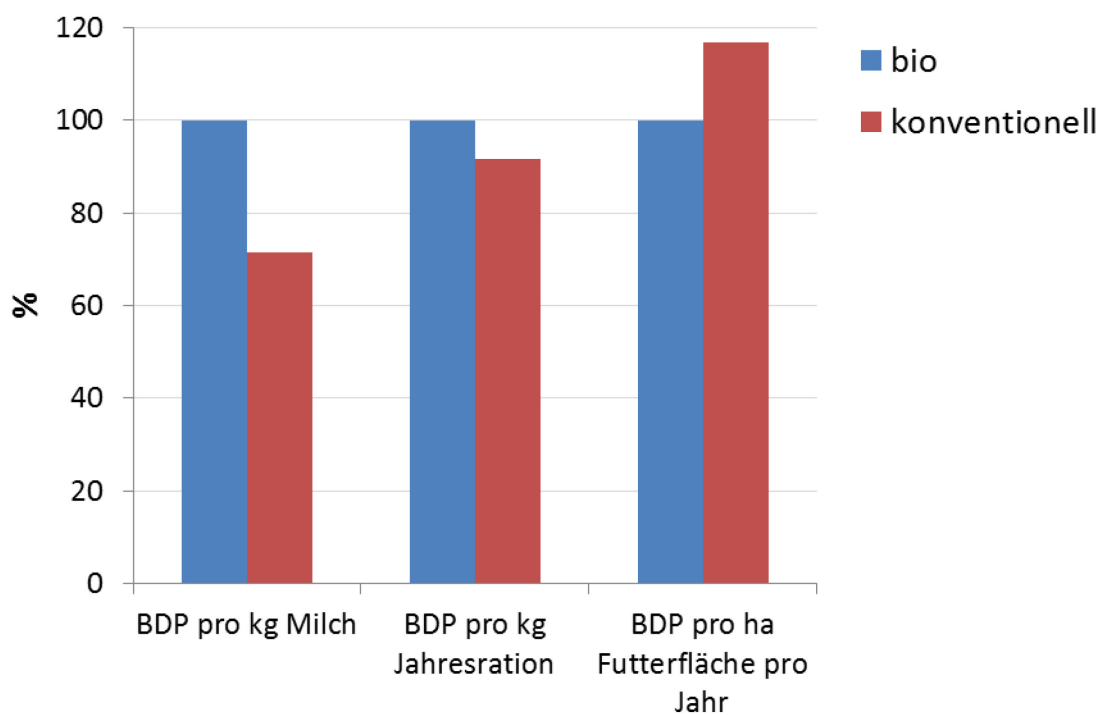
Tabelle 19. Zusammensetzung des Milchleistungsfutters für konventionell und bio sowie angenommenes Herkunftsland für die einzelnen Komponenten (TS-Gehalt sämtlicher Komponenten im Leistungsfutter = 88%).

Komponente	Massen- anteil [% w]	Hauptherkunfts- land
konventionell		
Futterweizen, Körner	15%	Frankreich
Gerste, Körner	4%	Schweiz
Mais, Körner	20%	Schweiz
Triticale, Körner	15%	Schweiz
Weizenkleie	15%	Deutschland
Rapskuchen 00-Typ	13%	Schweiz
Sojaextraktionsschrot	11%	Brasilien
Zuckerrübenmelasse	3%	Schweiz
Sojaöl	1%	Brasilien
bio		
Futterweizen, Körner	15%	Österreich
Gerste, Körner	25%	Schweiz
Mais, Körner	15%	Italien
Weizenkleie	15%	Österreich
Rapskuchen 00-Typ	10%	Deutschland
Sojakuchen	12%	China
Sonnenblumenkuchen	2%	Frankreich
Zuckerrübenmelasse	2%	Deutschland
Sojaöl	1%	China

Die Auswertung zeigt, dass der jährliche Flächenbedarf pro Kuh in der Bio-Milchproduktion im Schweizer Mittelland unter den hier getroffenen Annahmen knapp 25% höher ist (Tabelle 20), was auf den höheren Raufutteranteil in der Ration zurückzuführen ist. Pro kg Milch ist das Artenverlustpotenzial bei der Bio-Milch rund 30% höher (Figur 3). Auch auf ein kg der Futterration bezogen schneidet Bio leicht schlechter ab. Hingegen auf die Hektar bebaute Futterfläche bezogen führt die intensivere konventionelle Produktion zu einem rund 20% höheren Artenverlustpotenzial als die biologische Produktion (Figur 3).

Tabelle 20. BDP-Werte für Bio- und konventionelle Milch absolut.

	bio	konventionell
Flächenbedarf pro Kuh und Jahr [ha/Kuh*a-1]	1.07	0.81
Gesamtmasse Jahresration [kg TS]	8'326	7'351
BDP pro Gesamtfläche der Jahresration	4.73E-04	4.17E-04
BDP pro Gesamtmasse der Jahresration	3.94E-04	3.20E-04
BDP pro kg Milch	6.73E-08	4.80E-08
BDP pro kg Jahresration	4.74E-08	4.35E-08
BDP pro ha Futterfläche pro Jahr	4.43E-04	5.18E-04



Figur 3. Relativer Unterschied der BDP-Werte pro kg Milch, pro kg Jahresration und pro ha belegter Futterfläche pro Jahr (Bio = 100% Basis).

3.3 Resultate Rindfleisch

Für die Fallstudie Rindfleisch wurde Natura Beef-Produktion (Mutterkuhhaltung) in einer Landschaft im Schweizer Mittelland analysiert. Wie für die Milchproduktion gilt auch für die Rindfleischproduktion, dass die Auswirkungen auf die Biodiversität in erster Linie durch den Futterbau verursacht werden. Eine Mutterkuh-Produktionseinheit besteht aus der Mutterkuh und dem Mutterkuhkalb sowie aus einem Zwölftel Stier (1 Stier auf 12 Mutterkühe. Die Angaben zur benötigten Futtermenge pro Mutterkuh-Produktionseinheit über ein Jahr wurden dem Deckungsbeitragskatalog entnommen (AGRIDEA, 2012). Zusätzlich müssen auch die Futtermengen, die für die Aufzucht der Mutterkuh (2 Jahre) und des Stieres (1 Jahr) benötigt werden, dazugerechnet werden. Diese Mengen wurden basierend auf den Angaben im Deckungsbeitragskatalog (AGRIDEA, 2012) berechnet (Tabelle 21). Dabei unterscheiden sich die Futtermengen zwischen konventioneller und biologischer Rindfleischproduktion aus Mutterkuhhaltung nicht.

Tabelle 21. Benötigte Futter- und Strohmengen für eine Mutterkuh-Produktionseinheit.

	Menge pro Jahr für eine Mutterkuh-Produktionseinheit (ohne Aufzucht)	Menge für Aufzucht Mutterkuh (2 Jahre) ¹	Menge für Aufzucht Stier (1 Jahr) ²	Totale Menge für eine Mutterkuh-Produktionseinheit (mit Aufzucht)
	[kg]	[kg]	[kg]	[kg]
Stroh	1000	1926	1000	1316
Weidegras	3000	4892	3000	3814
Grassilage	1100	1799	1100	1399
Heu	1500	2443	1500	1906
Kraffutter	50	0	0	50

¹ Die Aufzucht der Mutterkuh wird mit einem Faktor von 0.15 der totalen Menge angerechnet (AGRIDEA, 2012).

² Die Aufzucht des Stieres wird mit einem Faktor von 0.0267 der totalen Menge angerechnet (AGRIDEA, 2012).

Die Zusammensetzung des Kraffutters für bio und konventionell inkl. Herkunftsland ist in Tabelle 22 zusammengefasst. Gemäss Natura Beef-Produktionsrichtlinien ist die Verwendung von Soja nicht mehr erlaubt. Die Soja-Komponenten wurden durch entsprechende Raps-Komponenten ersetzt.

Tabelle 22. Zusammensetzung des Kraftfutters für konventionell und bio und angenommenes Herkunftsland für die einzelnen Komponenten (TS-Gehalt sämtlicher Komponenten im Kraftfutter = 88%).

Komponente	Massenanteil [% w]	Hauptherkunftsland
konventionell		
Futterweizen, Körner	15%	Frankreich
Mais, Körner	17%	Schweiz
Getreideschlempe (Roggen) aus Bioethanol-Produktion	10%	Deutschland
Weizenkleie	10%	Deutschland
Rapskuchen 00-Typ	18%	Schweiz
Rapsextraktionsschrot	20%	Deutschland
Rapsöl	2%	Deutschland
Zuckerrübenmelasse	1%	Schweiz
bio		
Futterweizen, Körner	15%	Österreich
Mais, Körner	17%	Schweiz
Weizenkleie	15%	Österreich
Rapskuchen 00-Typ	35%	Deutschland
Sonnenblumenkuchen	5%	Frankreich
Zuckerrübenmelasse	1%	Deutschland
Rapsöl	1%	Deutschland

Aufgrund des identischen Fleischoutputs in der konventionellen und biologischen Natura Beef-Produktion und der nahezu identischen Preise unterscheiden sich die Allokationsfaktoren für die verschiedenen Fleischprodukte zwischen konventioneller und biologischer Produktion nicht (Tabelle 23).

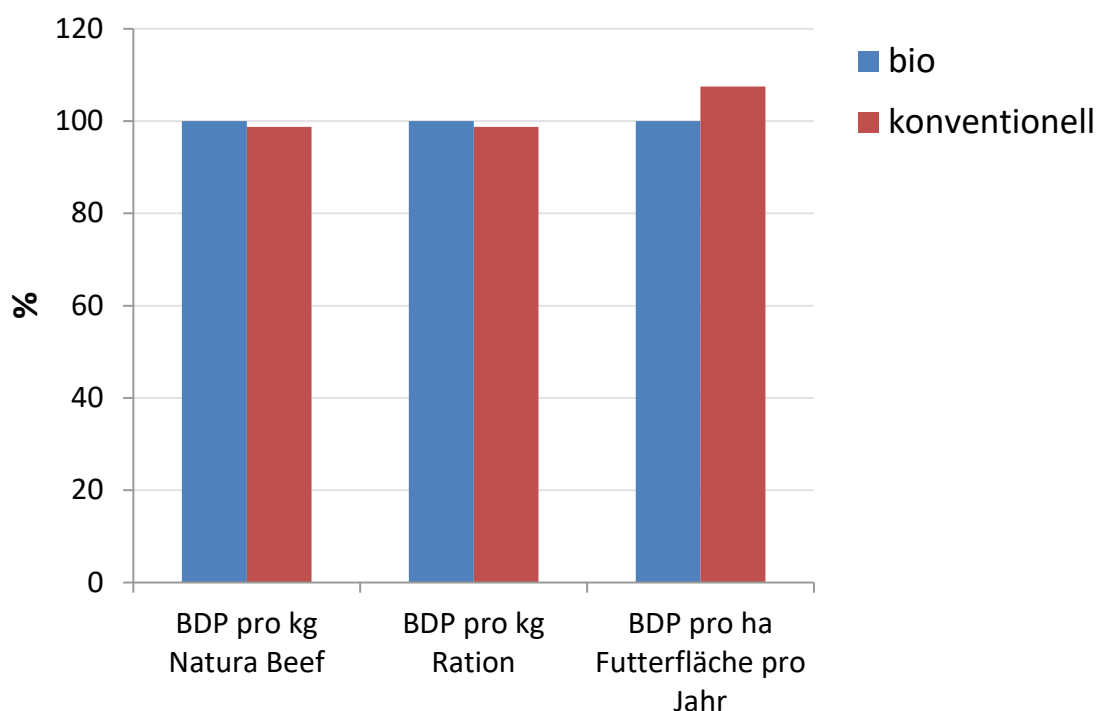
Tabelle 23. Jährliche Produktionsmengen und Allokationsfaktoren für konventionelle und biologische Natura Beef-Produktion.

Produkt	Konventionelle Produktion			Biologische Produktion		
	kg/a	CHF/a	Allokationsfaktor	kg/a	CHF/a	Allokationsfaktor
Natura Beef	205	2'211	85%	205	2'211	85%
Fleisch abgehende Mutterkuh	43	303	12%	43	303	12%
Fleisch abgehender Stier	14	78	3%	14	84	3%

Tabelle 24. BDP-Werte für Bio- und konventionelle Natura Beef-Produktion absolut.

	bio	konventionell
Flächenbedarf pro Produktionseinheit und Jahr [ha/a]	1.25	1.14
Gesamtmasse Jahresration [kg TS]	8'163	8'163
BDP pro Gesamtfläche der Jahresration	5.73E-04	5.62E-04
BDP pro Gesamtmasse der Jahresration	6.64E-04	6.55E-04
BDP pro kg Natura Beef	2.75E-06	2.72E-06
BDP pro kg Jahresration	8.13E-08	8.03E-08
BDP pro ha Futterfläche pro Jahr	4.58E-04	4.92E-04

Auf das kg Natura Beef bezogen verursacht die biologische Produktion ein um 1.3% höheres Artenverlustpotenzial als die konventionelle Produktion (Tabelle 24 und Figur 4). Die Auswirkungen bezogen auf eine ha Futterfläche fallen in der biologischen Produktion dagegen um 7.5% geringer aus als in der konventionellen. Der jährliche Flächenbedarf pro Mutterkuh-Produktionseinheit ist in der biologischen Produktion rund 9% grösser.



Figur 4. Relativer Unterschied der BDP-Werte pro kg Natura Beef, pro kg Gesamtration und pro ha belegter Futterfläche pro Jahr (Bio = 100% Basis).

3.4 Resultate Früchte und Gemüse

Die Durchschnittsdaten zu Ertrag, Stickstoffinput und Pestizideinsatz für den biologischen und konventionellen Apfelanbau in der Schweiz (Tabelle 25) stammen aus Arbokost¹, dem Deckungsbeitragskatalog für den Obstbau sowie Kuske et al. (2014). Der in den Wirkungsabschätzungsmodellen bewertete Pestizideinsatz bezieht sich auf synthetische Pestizide, welche im Biolandbau nicht eingesetzt werden. Im Biolandbau werden in Spezialkulturen aber auch Hilfsstoffe eingesetzt, die eine relativ starke ökotoxikologische Wirkung entfalten. Insbesondere Netzschwefel, der als Fungizid im Biolandbau zugelassen ist, beeinträchtigt auch Arthropoden. Neben Schädlingen finden sich darunter zahlreiche Nützlinge wie Marienkäfer, Raubmilben und Raubwanzen. Für die Wirkungsabschätzung des Artenverlustpotenzials der biologischen Produktion wurde in den Inventaren für die verschiedenen Früchte- und Gemüseprodukte deshalb die Anzahl der Schwefelapplikationen beim Pestizideinsatz angerechnet (Tabelle 25).

Tabelle 25. Apfel: angenommene Inventardaten für die Modellierung der BDB-Werte.

		Gala bio CH	Topaz bio CH	Gala konventionell CH
Ertrag	[kg/ha]	25'000	20'500	34'000
Stickstoffinput	[kg N/ha]	194	194	54
Pestizidapplikationen	[Anzahl]	6	4	34

Durchschnittliche Daten zu Erträgen, Stickstoffinput und Pestizideinsatz für die Schweizer Erdbeerenproduktion (Tabelle 26) wurden dem Deckungsbeitragskatalog für Erd- und Strauchbeeren² (Beerenkost) entnommen. Ertragsdaten für Spanien wurden aus Angaben zu jährlichen Produktionsmengen für die Anbauregion Huelva und zur Anbaufläche berechnet. Der Stickstoffeinsatz wurde basierend auf den Bedarfsangaben in FAO (FAO, 2013) abgeschätzt. Für die Anzahl der Pestizidspritzungen wurde für die konventionelle Produktion in Spanien der Wert der konventionellen Produktion in der Schweiz übernommen. Aufgrund des trockeneren Klimas in Spanien könnte man allerdings davon ausgehen, dass der

¹ <http://www.agroscope.admin.ch/obstbau/00879/00882/index.html?lang=de>

² <https://www.agridea.ch/de/software/software/betrieb-familie-diversifizierung/betriebsplanung-kalkulationen/beerenkost-kalkulation-fuer-die-beerenproduktion/>

Einsatz insbesondere von Fungiziden geringer ausfällt. Da der konventionelle Erdbeeranbau aber mehrheitlich unter Folie praktiziert wird, welcher ein feuchtes Milieu schafft, wurde von derselben Anzahl ausgegangen wie in der Schweiz. Bei der biologischen Erdbeerproduktion in Spanien wurde dagegen mehrheitlich vom Freilandanbau ausgegangen und aufgrund des trockeneren Klimas in Spanien der Schwefeinsatz etwas geringer angesetzt als in der Schweiz (Tabelle 26).

Tabelle 26. Erdbeeren: angenommene Inventardaten für die Modellierung der BDB-Werte.

		bio CH	bio Spa- nien	konventi- onell CH	konventi- onell Spanien
Ertrag	[kg/ha]	12'000	25'000	15'000	39'000
Stickstoffinput	[kg N/ha]	84	82	135	183
Pestizidapplikationen	[Anzahl]	6	4	12	12

Ertragsdaten zur Eisbergsalat- und Tomatenproduktion in der Schweiz, Spanien und Italien (Tabelle 27 und 28) wurden von einem Gemüsebauspezialisten erfragt (Martin Koller, FiBL, persönliche Kommunikation). Düngermengen für die Schweiz wurden gemäss den Angaben in den Düngungsrichtlinien für den Gemüsebau ertragsbezogen berechnet (Neuweiler, 2011), für Spanien und Italien erfolgte die Abschätzung nach FAO (2013). Die Anzahl der Pestizidspritzungen wurde basierend auf Angaben aus der Literatur (Moyano *et al.*, 2004) und basierend auf Spritzplänen³ abgeschätzt.

³ <http://www.staehler.ch/de/kulturen/kultur/kopfsalate-kopfsalat-krachsalat-eisbergsalat-batavia-kraussalat-lattich/anwendung/insektizid.html>
<http://www.staehler.ch/de/kulturen/kultur/tomaten/anwendung/fungizid.html>

Tabelle 27. Eisbergsalat: angenommene Inventardaten für die Modellierung der BDB-Werte.

		Freiland bio CH	Ge- wächs- haus bio Spanien	Freiland konven- tionell CH	Ge- wächs- haus kon- ventionell Spanien	Ge- wächs- haus kon- ventionell CH
Ertrag	[kg/ha]	17'500	20'000	20'000	22'860	49'000
Stickstoffinput	[kg N/ha]	25	45	40	73	98
Pestizidapplikatio- nen	[Anzahl]	0	0	4	5	4

Tabelle 28. Tomaten: angenommene Inventardaten für die Modellierung der BDB-Werte.

		Ge- wächs- haus bio CH	Ge- wächs- haus bio Spanien	Ge- wächs- haus bio Italien	Ge- wächs- haus kon- ventionell CH	Ge- wächs- haus kon- ventionell Spanien
Ertrag	[kg/ha]	280'000	125'000	125'000	350'000	164'900
Stickstoffinput	[kg N/ha]	255	361	361	455	680
Pestizidapplikationen	[Anzahl]	6	6	6	18	20

In den nachfolgenden Tabellen 29 bis 32 sind die absoluten BDP-Werte pro kg Produkt und pro ha und Jahr für die betrachteten Früchte und Gemüse aufgeführt.

Tabelle 29. BDP-Werte für Bio- und konventionelle Apfel-Produktion absolut.

	Gala bio CH	Topaz bio CH	Gala kon- ventionell CH
BDP pro kg	1.40E-08	1.68E-08	9.71E-09
BDP pro ha*a ⁻¹	0.00035036	0.00034494	0.00033003

Tabelle 30. BDP-Werte für Bio- und konventionelle Erdbeer-Produktion absolut.

	bio CH	konventio- nell CH	bio Spanien	konven- tionell Spani- en
BDP pro kg	1.87E-08	2.42E-08	9.86E-09	1.83E-08
BDP pro ha*a ⁻¹	0.00022475	0.00036293	0.00024641	0.00071456

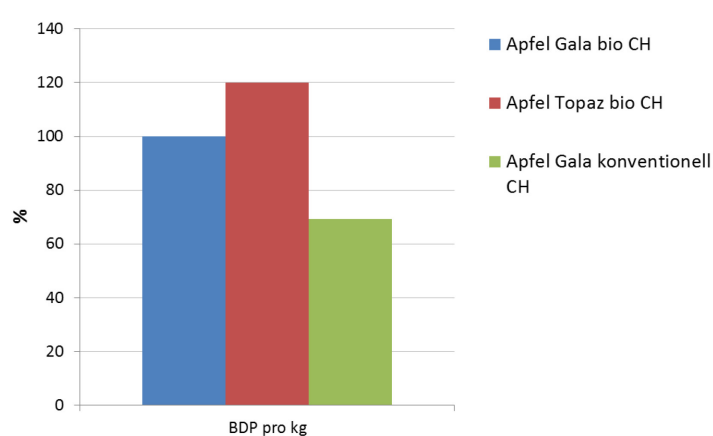
Tabelle 31. BDP-Werte für Bio- und konventionelle Eisbergsalat-Produktion absolut.

	Freiland bio CH	Gewächshaus konventionell CH	Freiland konventionell CH	Gewächshaus bio Spanien	Gewächshaus konventionell Spanien
BDP pro kg	8.06E-09	6.10E-09	1.16E-08	1.09E-08	1.46E-08
BDP pro ha*a-1	0.00002352	0.00006852	0.00005334	0.00003626	0.00007636

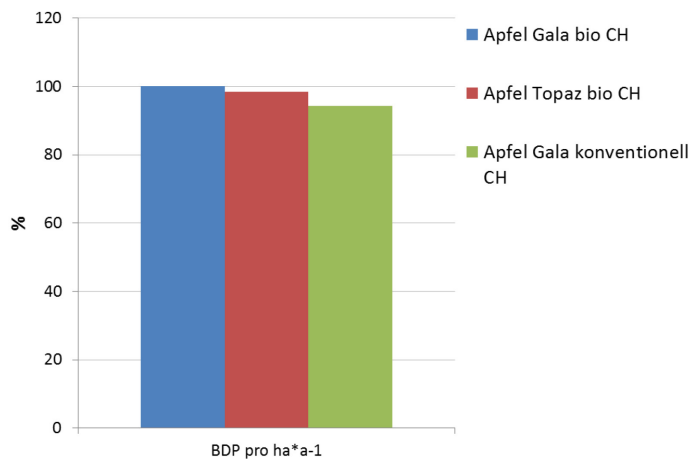
Tabelle 32. BDP-Werte für Bio- und konventionelle Tomaten-Produktion absolut.

	Gewächshaus bio CH	Gewächshaus konventionell CH	Gewächshaus bio Spanien	Gewächshaus konventionell Spanien	Gewächshaus bio Italien
BDP pro kg	1.50E-09	2.13E-09	4.43E-09	6.03E-09	5.66E-09
BDP pro ha*a-1	0.00042002	0.00074461	0.00055322	0.00099425	0.00070804

In den Figuren 5 bis 12 sind jeweils pro Frucht bzw. Gemüseprodukt die relativen Unterschiede zwischen biologischer und konventioneller Produktion aufgeführt bezogen auf das kg Produkt (Figur 5, 7, 9 und 11) sowie bezogen auf ha pro Jahr (Figur 6, 8, 10 und 12). Die 100%-Basis war jeweils die biologische Produktion in der Schweiz.



Figur 5. Relativer Unterschied der BDP-Werte pro kg Apfel (Bio Gala CH = 100% Basis).

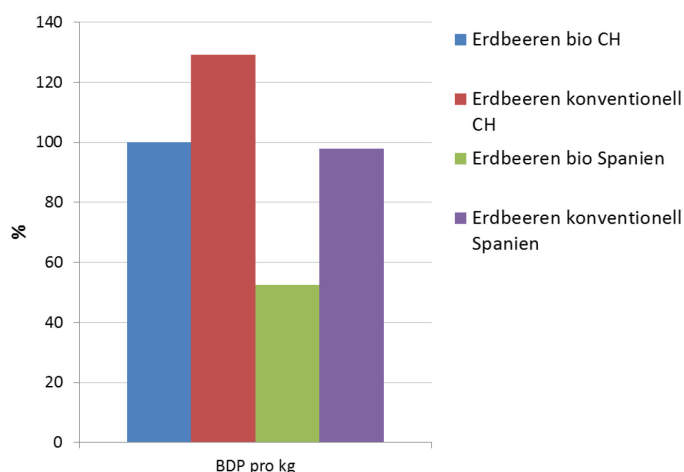


Figur 6. Relativer Unterschied der BDP-Werte für die Apfelproduktion pro ha*a⁻¹ (Bio Gala CH = 100% Basis).

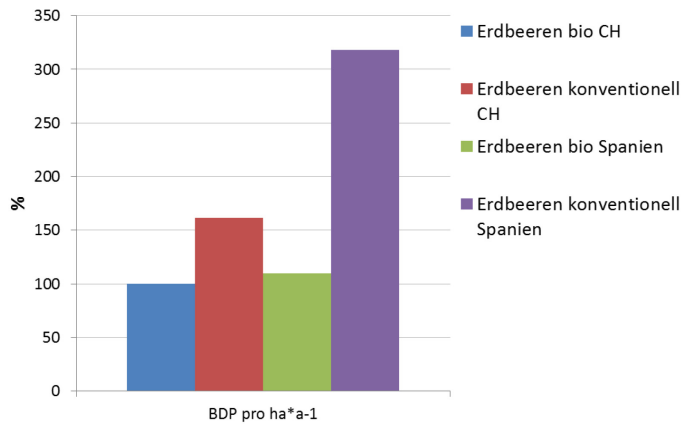
Sowohl auf das kg Produkt (Figur 5) als auch auf ha und Jahr bezogen (Figur 6) weist die biologische Apfelproduktion für die Sorten Gala und Topaz in der hier betrachteten Landschaft im Mittelland das grössere Artenverlustpotenzial auf als die konventionelle Apfelproduktion für die Sorte Gala. Bezogen auf ha und Jahr ist das Artenverlustpotenzial der konventionellen Produktion für die Sorte Gala allerdings lediglich knapp 6% geringer als jenes der biologischen. Zwar ist die Anzahl der Pestizidapplikationen für die Sorte Gala in der konventionellen Apfelproduktion verglichen mit den durchschnittlich sechs Einsätzen an Netzschwefel in der biologischen Produktion fast sechsmal höher (Tabelle 25). Dafür wird in der biologischen Apfelproduktion 3.6x mehr Stickstoff eingesetzt, was schlussendlich in der hier gemachten Auswertung zu dem leicht höheren Artenverlustpotenzial auf ha und Jahr bezogen führt. Dadurch, dass die Erträge für die Sorte Gala in der konventionellen Produktion rund 40% höher sind als in der biologischen vergrössert sich der relative Unterschied zwischen bio und konventionell in der Produkt-bezogenen Betrachtung auf rund 30%. Die Schorfresistente Sorte Topaz, die in der biologischen Apfelproduktion verbreitet ist, muss weniger mit Fungiziden behandelt werden, benötigt im Durchschnitt aber immer noch 4 Behandlungen mit Netzschwefel (Tabelle 25). Dank des geringeren Einsatzes an Netzschwefel schneidet in der biologischen Apfelproduktion die Sorte Topaz bezogen auf ha und Jahr leicht besser ab als die Sorte Gala (Figur 6). Aufgrund des im Verhältnis zur Sorte Gala geringeren Ertrags, verursacht die Sorte Topaz Pro-

dukt-bezogen dann aber doch ein um 20 höheres Artenverlustpotenzial als die Sorte Gala in der biologischen Produktion (Figur 5).

Das Artenverlustpotenzial der Erdbeerproduktion im betrachteten Landschaftsquadrat im Schweizer Mittelland ist in der konventionellen Produktion sowohl Produkt-bezogen (Figur 7) als auch auf ha und Jahr bezogen (Figur 8) deutlich höher als in der biologischen (29%, 61% respektive höheres BDP). Die biologische Erdbeerproduktion im betrachteten Landschaftsquadrat in Huelva, Spanien schneidet von allen betrachteten Systemen Produkt-bezogen am besten ab (Figur 7), obwohl bezogen pro ha und Jahr das Artenverlustpotenzial der biologischen Erdbeerproduktion in Spanien verglichen mit jener in der Schweiz rund 10% höher ist (Figur 8). Dadurch, dass in der biologischen Produktion die Erträge in Spanien mehr als doppelt so hoch ausfallen wie in der Schweiz, hat die Erdbeerproduktion in Spanien Produkt-bezogen ein um fast 50 % geringeres Artenverlustpotenzial. Umgekehrt verhält es sich für die konventionelle Erdbeerproduktion in Spanien, welche verglichen mit der Bio-Produktion in der Schweiz Produkt-bezogen ein um 2% geringeres Artenverlustpotenzial aufweist (Figur 7). Auf ha und Jahr bezogen verzeichnet die konventionelle Erdbeerproduktion in Spanien aber mit Abschnitt das höchste Artenverlustpotenzial, welches 218% grösser ausfällt als jenes der biologischen Produktion in der Schweiz (Figur 8).

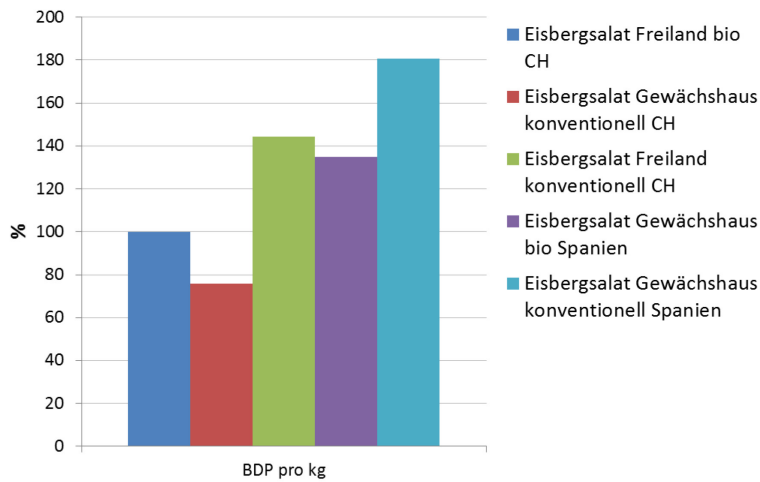


Figur 7. Relativer Unterschied der BDP-Werte pro kg Erdbeeren (Bio CH = 100% Basis).

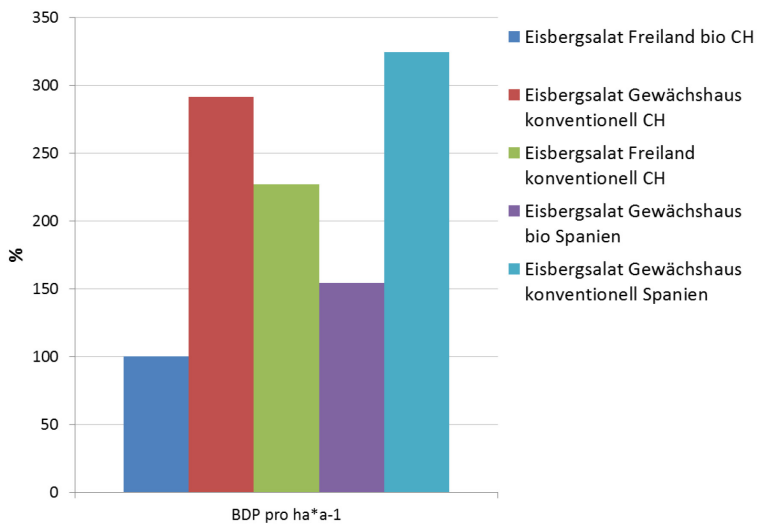


Figur 8. Relativer Unterschied der BDP-Werte für die Erdbeerproduktion pro ha*a⁻¹ (Bio CH = 100% Basis).

Biologische Freilandproduktion von Eisbergsalat im betrachteten Landschaftsquadrat im Schweizer Mittelland weist sowohl Produkt-bezogen (Figur 9) als auch bezogen auf ha und Jahr (Figur 10) das geringere Artenverlustpotenzial auf als die konventionelle Freilandproduktion in der Schweiz. Insgesamt schneidet die biologische Freilandproduktion im Schweizer Mittelland verglichen mit allen anderen betrachteten Produktionssystemen Flächen-bezogen am besten ab. Produkt-bezogen ist einzig das Artenverlustpotenzial der konventionellen Gewächshausproduktion in der Schweiz rund 24% geringer, was verglichen mit der biologischen Freilandproduktion auf die 2.8x höheren Erträge im Gewächshaus zurückzuführen ist (Tabelle 27). Auch für die spanische Eisbergsalatproduktion im Gewächshaus (Folientunnel) weist Bio innerhalb des betrachteten Landschaftsquadrates in Almeria sowohl Produkt- (Figur 9) als auch Flächen-bezogen (Figur 10) das deutlich geringere Artenverlustpotenzial auf als die konventionelle Produktion in Spanien (46% respektive 171% geringeres BDP). Das insgesamt höchste Artenverlustpotenzial unter den hier analysierten Systemen verursacht sowohl Produkt- als auch Flächenbezogen die konventionelle Gewächshausproduktion in Spanien.

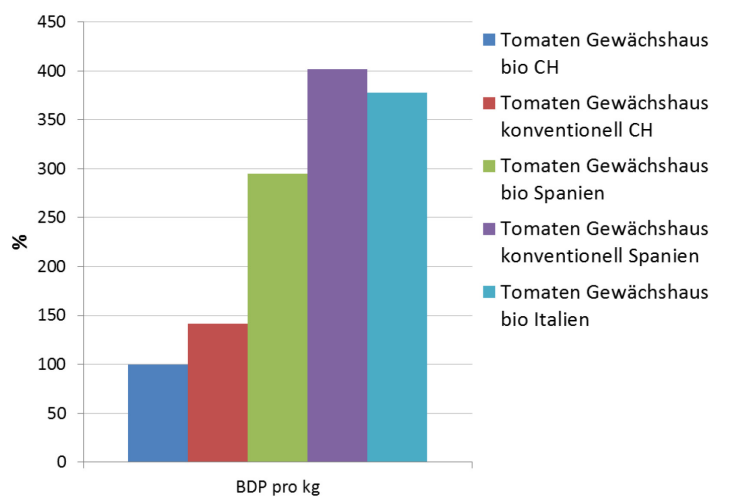


Figur 9. Relativer Unterschied der BDP-Werte pro kg Eisbergsalat (Bio CH = 100% Basis).

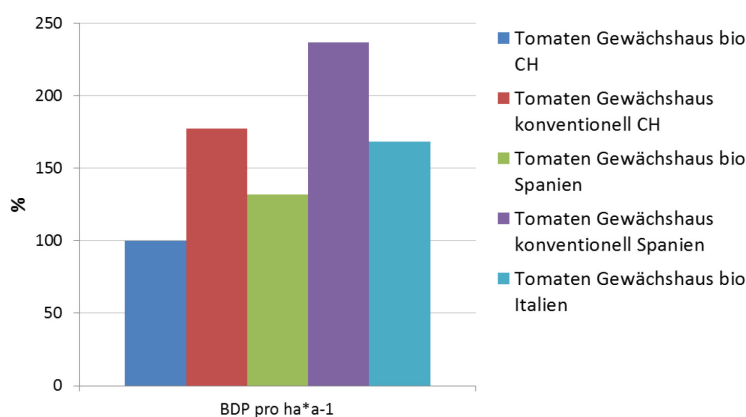


Figur 10. Relativer Unterschied der BDP-Werte für die Eisbergsalatproduktion pro ha*a⁻¹ (Bio CH = 100% Basis).

Bei den Tomaten weist über sämtliche hier analysierten Produktionssysteme die biologische Gewächshausproduktion innerhalb des betrachteten Landschaftsquadrates im Schweizer Mittelland sowohl Produkt-bezogen (Figur 11) als auch bezogen auf ha und Jahr (Figur 12) das geringste Artenverlustpotenzial auf. Das weitaus höchste Artenverlustpotenzial wird durch die konventionelle Gewächshausproduktion in Almeria, Spanien verursacht. Verglichen mit der Bio-Produktion in der Schweiz fällt dieses Produkt-bezogen 300% höher aus (Figur 11), Flächen-bezogen ist es dagegen lediglich rund 137% höher. Das hat damit zu tun, dass die Erträge in der konventionellen Produktion in Spanien 1.7x geringer ausfallen als die Bio-Erträge in der Schweiz (Tabelle 28).



Figur 11. Relativer Unterschied der BDP-Werte pro kg Tomaten (Bio CH = 100% Basis).



Figur 12. Relativer Unterschied der BDP-Werte für die Tomatenproduktion pro ha*a⁻¹ (Bio CH = 100% Basis).

4 Diskussion

Der Verlust der Biodiversität in der Kulturlandschaft wird zur Hauptsache durch die Intensivierung der Landwirtschaft verursacht. Intensivierung manifestiert sich dabei auf verschiedenen Ebenen (Fischer *et al.*, 2015):

- Zunehmende Mechanisierung,
- Hoher Einsatz an Dünger und Pestiziden,
- Meliorationen,
- Vergrößerung der Kulturschläge.

Während die ersten beiden Punkte durch die eigentliche landwirtschaftliche Bewirtschaftung der Flächen ihre Wirkung auf die Biodiversität entfalten (Landnutzungsintensität), führen die letzten beiden Punkte zur Zerstörung natürlicher und halb-natürlicher Habitate und verändern damit nach und nach die Ausstattung einer Landschaft (Landschaftsstruktur). Für den Erhalt natürlicher Ressourcen ist der Einbezug des Landschaftskontextes unverzichtbar. Speziell in Bezug auf den langfristigen Erhalt der Artenvielfalt macht die Maximierung der Artenzahl auf lokaler Ebene wenig Sinn. Vielmehr muss der Erhalt eines im jeweiligen Kontext „normalen“ Levels an Artenvielfalt auf Landschaftsebene gewährleistet sein (Walz, 2015). Dazu braucht es eine ausreichende Vielfalt an Habitatstrukturen und eine an diesen Landschaftskontext abgestimmte Landnutzungsintensität.

Die Stärke des hier entwickelten Modells zur Bewertung der landnutzungsbedingten Effekte der Landwirtschaft auf die Biodiversität liegt zum einen in der Integration des Landschaftskontextes und seiner Interaktion mit der Landnutzungsintensität, um über diese wichtigen Treiber die Auswirkung einer bestimmten landwirtschaftlichen Produktionsintensität regional zu bewerten. Damit werden massgebende Ursache-Wirkungsbeziehungen zwischen landwirtschaftlicher Bewirtschaftung und Artenvielfalt berücksichtigt. Zum anderen generiert das Modell kontinuierliche Charakterisierungsfaktoren und erlaubt damit, eine x-beliebige landwirtschaftliche Produktionsintensität zu bewerten.

4.1 Plausibilität der Ergebnisse

Absolut sind die Ergebnisse der Fallstudien, was den Vergleich von biologischer mit konventioneller Produktion anbelangt, mit Vorsicht zu betrachten, da teilweise in den Inventardaten noch grosse Unsicherheiten bestehen (insbesondere in Bezug auf Erträge, Stickstoffinput und Pestizideinsatz an den verschiedenen Produktionsstandorten für Früchte und Gemüse). In dem Sinn wäre es verfrüht, aufgrund der hier angestellten Vergleiche zwischen Bio und konventionell allgemeine Schlüsse bezüglich der Auswirkungen der beiden Produktionssysteme auf die Biodiversität zu ziehen. Bei den Fallstudien stand denn auch nicht die Bereitstellung von robusten Inventaren für biologische und konventionelle Produktion im Vordergrund. Vielmehr war der Zweck der Fallstudien exemplarisch aufzuzeigen, welche Ergebnisse die im Rahmen dieses Projektes neu entwickelte Wirkungsabschätzungsmethode generiert, insbesondere in Bezug auf unterschiedliche landwirtschaftliche Intensitätsniveaus und in Bezug auf unterschiedliche Landschaftskontexte.

4.1.1 Plausibilität der Ergebnisse in Bezug auf Landnutzungsintensität

Sowohl in Bezug auf die Differenzierung unterschiedlicher landwirtschaftlicher Produktionsintensitäten als auch in Bezug auf unterschiedlich strukturierte Landschaften liefert das Bewertungsmodell klare und weitestgehend konsistente Ergebnisse. In der Regel wies die biologische Produktion für die im Rahmen der Fallstudien betrachteten Produkte sowohl beim Stickstoff- als auch beim Pestizideinsatz geringere Werte aus als die konventionelle Produktion. Eine landwirtschaftliche Produktion mit einem geringen Stickstoff- und Pestizideinsatz (extensive Produktion) zeigt im selben Landschaftskontext auf die Fläche bezogen jeweils das geringere Artenverlustpotenzial als eine Produktion mit entsprechend höherem Stickstoff- und Pestizideinsatz (intensive Produktion). In der produktbezogenen Betrachtungsweise dagegen kann ein Produkt aus einer extensiveren landwirtschaftlichen Produktion ein höheres Artenverlustpotenzial aufweisen als ein Produkt aus einer intensiveren Produktion. Was daran liegt, dass in der intensiveren Produktion in der Regel die höheren Flächenerträge resultieren und somit

die Flächen-bezogenen Auswirkungen auf eine grössere Produktmasse verteilt werden.

Eine Ausnahme unter den berechneten Fallstudienprodukten zu dem oben skizzierten Bild ist der Apfel (Sorte Gala). In der biologischen Produktion wies dieser sowohl Flächen- als auch Produkt-bezogen das höhere Artenverlustpotenzial auf. Verglichen mit der konventionellen Apfelproduktion war der Stickstoffinput in der biologischen Produktion rund 3.6x höher, der Pestizideinsatz dagegen 5.7x geringer (Tabelle 25). Hier sind in der biologischen Produktion folglich nicht beide Intensitätsparameter geringer als in der konventionellen Produktion.

Obwohl der Unterschied zwischen den beiden Produktionssystemen für den Pestizideinsatz deutlich grösser ist als für den Stickstoffeinsatz, vermag dieser Unterschied in der Modellierung nicht die negativen Auswirkungen durch den Stickstoffeinsatz in der biologischen Produktion zu kompensieren. In der Konsequenz verursacht die biologische Apfelproduktion auch flächen-bezogen die höheren Auswirkungen. Im Modell fliesst der Stickstoffeinsatz sowohl in die Modellierung der Auswirkungen auf die Gefässpflanzen (Formel 2) als auch auf die Vögel (Formel 4) ein. Der Pestizideinsatz dagegen wird nur in der Modellierung der Auswirkungen auf die Gefässpflanzen berücksichtigt. Dieses Ergebnis muss in Bezug auf seine Plausibilität kritisch hinterfragt werden, da dadurch der Stickstoffinput in der Modellierung ungleich stärker gewichtet wird als der Pestizideinsatz. Durch eine unterschiedliche Gewichtung der drei Artengruppen in der Berechnung des Gesamtindex (Formel 8) könnte diese unterschiedliche Gewichtung von Stickstoff- und Pestizideinsatz ausgeglichen werden (siehe Kapitel 4.4.2).

Ein weiteres Beispiel innerhalb der berechneten Fallstudien, bei welchem Stickstoff- und Pestizideinsatz in der biologischen Produktion nicht beide geringer waren als in der konventionellen, ist der Weizenanbau in Kanada. Hier war in der biologischen Produktion der Stickstoffeinsatz 1.2x höher, Pestizide wurde keine eingesetzt, dagegen erfolgten in der konventionellen Produktion zwei Pestizideinsätze (Tabelle 14). In diesem Fall war verglichen mit dem Fall beim Apfel der Unterschied beim Stickstoffeinsatz zwischen biologischer und konventioneller Produktion nicht so gross, dass er in der Modellierung Flächen-bezogen zu einem höheren Artenverlustpotenzial in der biologischen Produktion geführt hätte. Da in der biologischen Weizenproduktion in Kanada im Vergleich zur konventio-

nellen Produktion höhere Erträge resultieren (WORC, 2004), schnitt der kanadische Bio-Weizen bezogen auf das Artenverlustpotenzial pro kg Produkt ebenfalls besser ab (Tabelle 13).

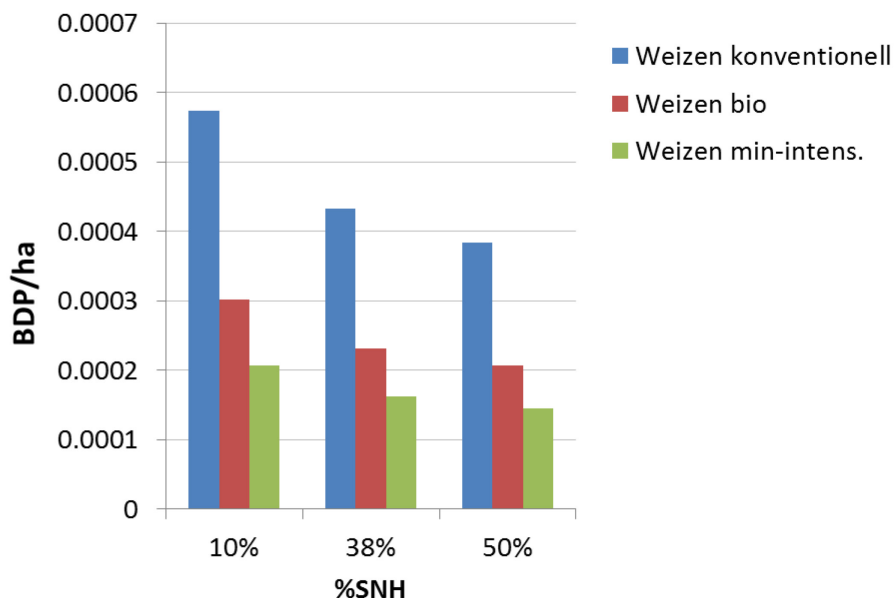
4.1.2 Plausibilität der Ergebnisse in Bezug auf Landschaftsstruktur

Nicht nur bei der Betrachtung unterschiedlicher Produktionsintensitäten liefert das Bewertungsmodell plausible Ergebnisse. Auch die Modellergebnisse für eine bestimmte Intensität in unterschiedlich strukturierten Landschaften sind plausibel. Figur 13 zeigt beispielhaft an Weizenproduktion das Flächen-bezogene Artenverlustpotenzial einer definierten Produktionsintensität in verschiedenen Landschaften mit einem unterschiedlich hohen Flächenanteil halb-natürlicher Habitats (%SNH). Dabei wurde für die Landschaftsstruktur von drei verschiedenen Szenarien ausgegangen:

1. Landschaft mit einem Flächenanteil an halb-natürlichen Habitats von 38% (entspricht dem in den Fallstudien verwendeten Landschaftsquadrat für das Schweizer Mittelland),
2. Landschaft mit einem Flächenanteil an halb-natürlichen Habitats von 10% als ein Szenario für eine ausgeräumte Landschaft,
3. Landschaft mit einem Flächenanteil an halb-natürlichen Habitats von 50% als ein Szenario für eine reich strukturierte Landschaft.

Ebenso wurde für die Produktionsintensität für Weizen von drei unterschiedlichen Intensitätsniveaus ausgegangen:

1. Weizen konventionell, Schweiz (Tabelle 14),
2. Weizen bio, Schweiz (Tabelle 14),
3. Weizenproduktion mit minimaler Intensität (Weizen min-intens.), d.h. 50 kg Stickstoff pro ha und keine Pestizidanwendungen.



Figur 13. Szenario Intensivierung / Extensivierung in unterschiedlich reich strukturierten Landschaften (%SNH = Flächenanteil halb-natürlicher Habitate).

Figur 13 zeigt, dass in einer ausgeräumten Landschaft (%SNH = 10%) die Landnutzungsintensität einen grösseren Einfluss auf das Artenverlustpotenzial hat, als in einer reich strukturierten Landschaft (%SNH = 50%). Erklärt werden kann dies damit, dass in einer reich strukturierten Landschaft die negativen Effekte der Landnutzungsintensität auf die Artenvielfalt durch einen entsprechend grossen Artenpool in den halb-natürlichen Habitaten abgepuffert werden kann. Weiter zeigt die Grafik, dass mit einer Extensivierung in einer ausgeräumten Landschaft das Artenverlustpotenzial stärker reduziert werden kann als in einer reich strukturierten Landschaft. Das deckt sich mit den Ergebnissen einer Meta-Analyse, die basierend auf empirischen Studien die Artenvielfalt unter biologischer und konventioneller Bewirtschaftung analysiert hat (Tuck *et al.*, 2014). So waren die Unterschiede in den Artenzahlen zwischen biologischer und konventioneller Bewirtschaftung in intensiv genutzten und damit ausgeräumten Landschaften grösser.

4.2 Zielkonflikt Nahrungsmittelproduktion und Biodiversitätsschutz

Die hier entwickelte Wirkungsabschätzungsmethode wurde durch die Wahl des Referenzzustandes zur Berechnung des Charakterisierungsfaktors so konstruiert, dass eine Produkt-bezogene Bewertung – wie in Ökobilanzen üblich – für die Auswirkungen auf die Biodiversität gemacht werden kann. Allerdings wäre es für den Schutz der Biodiversität fatal, die Auswirkungen eines landwirtschaftlichen Produktes auf die Artenvielfalt rein aufgrund der Produkt-bezogenen Bewertung zu beurteilen. In der Konsequenz würde in vielen Fällen eine intensive Produktion als Vorteilhaft für die Biodiversität bewertet. Dass das mitnichten so ist, zeigen zum einen zahlreiche Untersuchungen und Analysen ausserhalb der Ökobilanzierung (Benton *et al.*, 2003; Billeter *et al.*, 2008; Fischer *et al.*, 2015). Zum anderen geht aus dem hier vorgestellten Modell hervor, dass zwischen der Biodiversität innerhalb der Kulturlandschaft und der landwirtschaftlichen Produktivität eine direkte Konkurrenz um Fläche besteht. Dass die Biodiversität in der Kulturlandschaft negativ mit der Produktivität in der Landwirtschaft korreliert, war auch eine Schlussfolgerung aus der Untersuchung von Gabriel *et al.* (2013).

Zieht man die Flächen-bezogene Bewertung bei, wird ersichtlich, dass eine intensivere Produktion den Artenschwund in der Kulturlandschaft weiter vorantreibt (z.B. Figur 13). Eine Extensivierung dagegen vermindert die Auswirkungen auf die Artenvielfalt, geht aber einher mit einer geringeren Produktivität, was in der Produkt-bezogenen Betrachtung wie zum Beispiel im Fall von Bio-Milch (siehe Figur 3) als deutlich grösseres Artenverlustpotenzial ausgewiesen wird.

Der Zielkonflikt zwischen Biodiversität und Lebensmittelproduktion auf Landschaftsebene, der das Modell aufzeigt, kommt über zwei verschiedene Mechanismen zu Stande: Zum einen lässt sich in einer Landschaft bei gleichbleibender Struktur die Intensität der Produktion verringern, was in einem geringeren Artenverlust resultiert, dafür können infolge der geringeren Produktivität weniger Lebensmittel produziert werden. Zum anderen kann in einer Landschaft bei gleichbleibender Intensität der Flächenanteil halb-natürlicher Habitats erweitert werden, was die Struktur und damit die Artenvielfalt erhöht. Dadurch wird aber die landwirtschaftliche Nutzfläche innerhalb einer Kulturlandschaft verringert, was wiederum zu einer geringeren Lebensmittelproduktion führt.

Das Dilemma zwischen Biodiversitätsschutz und Lebensmittelproduktion lässt sich nur über eine Optimierung des Gesamtsystems „Biodiversitätsschutz – Lebensmittelproduktion“ lösen. Das bedeutet, dass für eine Landschaft die maximal zulässige Produktionsintensität mit der höchsten Produktivität gesucht werden muss. Ein möglicher Ansatz in der Bewertung mittels des hier vorgeschlagenen Modells wäre folgender:

1. Für eine betroffene Landschaft die Grenze festlegen, wieviel Artenschwund durch landwirtschaftliche Intensität Flächen-bezogen toleriert werden soll. Das entspricht dem regionalen Referenzzustand, an dem die landnutzungsbedingten Auswirkungen einer bestimmten landwirtschaftlichen Produktion in einer Landschaft gemessen werden.
2. Innerhalb der festgelegten Grenzen jene Produktionsintensitäten identifizieren, welche Produkt-bezogen am effizientesten sind.

Wird in einer Landschaft die landwirtschaftliche Produktion zum Beispiel über eine flächendeckende biologische Produktion extensiviert, wird der Output an landwirtschaftlichen Erzeugnissen aus dieser Landschaft geringer ausfallen. Oft wird argumentiert, dass dieser Produktionsrückgang durch die Bewirtschaftung zusätzlicher Landflächen kompensiert werden muss – ausgehend davon, dass der Produktionsoutput gleich bleiben soll (z.B. (Gabriel *et al.*, 2013)). Das könnte bedeuten, so wird weiter argumentiert, dass die Auswirkungen auf die Biodiversität durch extensive Produktion wie dem Biolandbau global betrachtet grösser ausfallen, als wenn auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche intensiv produziert wird und als Kompensation Schutzgebiete ausgewiesen werden (Phalan *et al.*, 2011).

Schutzgebiete sind wichtig, reichen aber nicht aus, um den globalen Biodiversitätsverlust zu stoppen (Walz and Syrbe, 2013). Kommt dazu, dass Kulturlandschaften eine hohe Biodiversität beherbergen können und aufgrund ihrer grossen Flächenausdehnung (rund 40% der terrestrischen Erdoberfläche werden landwirtschaftlich genutzt (Foley *et al.*, 2005)) für die globale Biodiversität von Bedeutung sind. In Europa zum Beispiel sind 50% der wilden Arten auf Habitate in der Kulturlandschaft angewiesen (Herzog *et al.*, 2013). Unabhängig von der Bedeutung, die die Biodiversität in Kulturlandschaften für die globale Biodiversität hat, ist die Biodiversität in Kulturlandschaften auch als natürliche Ressource zu ver-

stehen, die zahlreiche Ökosystem-Dienstleistungen bereit stellt, die für die landwirtschaftliche Produktion zentral sind (z.B. Bestäubung, Schädlingskontrolle, Nährstoffumsatz, Wasserkreislauf, etc.).

Schlussendlich ist die landwirtschaftliche Nutzfläche global begrenzt. Ausgehend davon stellt sich die Frage, wieviel Nahrungsmittel können auf dieser Fläche produziert und gleichzeitig die Artenvielfalt und die Ökosystemfunktionalität aufrecht erhalten werden. Um diese Frage beantworten zu können, ist eine globale Modellierung notwendig, die die Auswirkungen einer extensiveren landwirtschaftlichen Produktion wie zum Beispiel dem Biolandbau auf die Biodiversität und die Lebensmittelproduktion abschätzt. Weil die Auswirkungen der Landnutzung durch die Landwirtschaft auf die Biodiversität unmittelbar regional erfolgen, braucht es dazu ein in hohem Mass regionalisiertes Modell, wie die hier entwickelte Bewertungsmethode. Weil die hier entwickelte Bewertungsmethode den Zielkonflikt zwischen Biodiversitätsschutz und Nahrungsmittelproduktion transparent macht, kann sie potenziell zur räumlichen Planung der landwirtschaftlichen Produktion auf regionaler, nationaler oder sogar globaler Ebene eingesetzt werden.

4.3 Anwendungsmöglichkeiten

Neben der Verwendung der hier entwickelten Bewertungsmethode als Instrument zur räumlichen Planung, kann die Methode innerhalb von Ökobilanzen für folgende Fragestellungen eingesetzt werden:

- Flächen- und Produkt-bezogene Bewertungen der landwirtschaftlichen Produktion auf das Artenverlustpotenzials auf Landschaftsebene;
- Vorhersagen des Artenverlustpotenzials durch eine bestimmte Landnutzungsintensität an verschiedenen Standorten (= verschiedene Landschaften);
- Abschätzung der Auswirkungen einer Extensivierung oder Intensivierung der Landwirtschaft auf die Artenvielfalt innerhalb desselben Standortes;
- Bewertung der Auswirkungen auf die Artenvielfalt eines ganzen landwirtschaftlichen Betriebes an einem gegebenen Standort.

4.4 Weiterentwicklungspotenzial

4.4.1 Bio-geographische Differenzierung

In der aktuellen Version der Methode erfolgt die biogeographische Differenzierung der Wirkungsabschätzung auf der Ebene von Biomen (Olson *et al.*, 2001). Die Differenzierung basiert dabei auf Biom-spezifischen Korrekturfaktoren, die sich von für Ökosysteme in den jeweiligen Biomen kritischen Stickstofffrachten ableiten (Kapitel 2.5.2). Die biogeographische Differenzierung beruht dabei einseitig auf der Empfindlichkeit der Ökosysteme gegenüber Stickstoff. In künftigen Weiterentwicklungen der Methode sollte diesem Punkt Rechnung getragen werden.

Die genaueste Differenzierung könnte über Biom-spezifische Regressionsgleichungen für die verschiedenen Artengruppen erreicht werden (Formeln 2, 3 und 4). Dies erfordert allerdings, dass entsprechende Datensets zu Artenzahlen auf Landschaftsebene innerhalb der verschiedenen Biome zur Verfügung stehen, was aktuell für sämtliche Biome mit grosser Wahrscheinlichkeit nicht der Fall ist. Eine einfachere Möglichkeit wäre, die Gleichungen an den für die jeweiligen Artengruppen maximal möglichen Artenzahlen, die in einer Landschaft in einem bestimmten Biom vorkommen können, zu eichen.

Über die biogeographische Differenzierung auf der Ebene von Biomen hinaus wäre es in bestimmten Fällen auch wünschenswert, die Auflösung der Differenzierung auf die Ebene von Ökoregionen zu erhöhen. Die Voraussetzung dafür ist aber ebenfalls das Vorhandensein entsprechender Biodiversitätsdaten.

4.4.2 Gewichtung Artengruppen

Für die Berechnung des Gesamtartenverlustpotenzials (Formel 8), welches die Artenverlustpotenziale der drei Artengruppen Gefässpflanzen, Arthropoden und Vögel integriert, wurde für die hier entwickelte Version der Methode von einer Gleichgewichtung der drei Artengruppen ausgegangen. Für die Weiterentwicklung der Methode sollte diesbezüglich analysiert werden, ob es aus ökologischer Sicht Sinn macht, die Artengruppen aufgrund ihrer Bedeutung im Agrarökosystem unterschiedlich zu gewichten. Eine angepasste Gewichtung könnte die Plausibilität der Modellwerte gegebenenfalls weiter erhöhen.

4.4.3 Integration weiterer Artengruppen und funktionaler Aspekte

Aktuell bewertet die entwickelte Methode lediglich die Auswirkungen auf die Artenvielfalt der drei verwendeten Artengruppen Gefäßpflanzen, Arthropoden und Vögel auf Landschaftsebene. Einerseits sollte in einer Weiterentwicklung der Methode die Zahl der Artengruppen erweitert werden, um einen breiteren Ausschnitt der Gesamtartenvielfalt in der Kulturlandschaft zu erfassen. Andererseits sollten auch funktionale Biodiversitätsaspekte (z.B. Bestäubung, biologische Schädlingskontrolle, etc.) in das Modell integriert werden.

Beide der oben genannten Punkte liessen sich mit der getrennten Auswertung der einzelnen Arthropodengruppen (Wildbienen, Schwebefliegen, Laufkäfer, Spinnen), die in der aktuellen Version zur Gesamtgruppe „Arthropoden“ zusammengefasst sind, einen Schritt vorantreiben. Im GREENVEINS-Projekt wurden die Arthropodengruppen neben der Auswertung als Gesamtgruppe auch einzeln ausgewertet. Zudem liessen sich die einzelnen Arthropodengruppen in funktionale Gruppen einteilen (Bestäuber und natürliche Gegenspieler) und damit im Modell eine Aussage über die Bestäuber- und Biokontroll-Kapazität getroffen werden.

Die Aufnahme entsprechender Regressionsgleichungen für die einzelnen Arthropodengruppen in das hier vorliegende Modell scheiterte an der simplen Herleitung weiterer Landschaftsstrukturparameter. So war zum Beispiel für die Wildbienen im GREENVEINS-Projekt ein sogenannter Proximitätsindex eine erklärende Variable (Hendrickx *et al.*, 2007). Dieser Index ist ein Mass für die Fragmentierung einer Landschaft und wurde im GREENVEINS-Projekt basierend auf hochaufgelösten Angaben zur Habitatstruktur in einer Landschaft berechnet. Im Rahmen dieses Projektes konnte dieser Index über die Satellitenbilder von Google Earth nicht hinreichend genau nachgebildet werden.

Im GREENVEINS-Projekt erfolgte die statistische Auswertung der Artenzahlen und der erklärenden Variablen mit Hilfe von linearen Regressionsmodellen. Für die hier entwickelte Methode wurde analog vorgegangen. In einer Weiterentwicklung der Methode sollte geprüft werden, ob die Auswertung mit nicht-linearen Regressionsmodellen gegebenenfalls zu Regressionsgleichungen führt, die die Artenzahlen genauer vorhersagen können.

Schliesslich, ein weiterer Biodiversitätsaspekt, der ebenfalls in das Modell integriert werden sollte, ist die Artenvielfalt bedrohter und endemischer Arten innerhalb einer Kulturlandschaft.

4.4.4 Automatische Erfassung der Landschaftsstrukturparameter

Die Erfassung von Landschaftsstrukturparametern basierend auf global verfügbarem Kartenmaterial ist ein weiterer Aspekt, der in einer Weiterentwicklung der Methode optimiert werden könnte. Die Digitalisierung einer Landschaft in GIS basierend auf den Satellitenbildern von Google Earth erfolgte im Rahmen dieses Projektes von Hand, was relativ viel Zeit in Anspruch nahm. Zudem gibt es zwischen verschiedenen Personen, die Landschaften digitalisieren, immer auch Verzerrungen. Hier drängt sich eine Software-technische Lösung auf. Theoretisch ist es möglich, mit Hilfe einer Software entsprechende Landschaftsstrukturen als solche automatisch zu erkennen und zu erfassen. Als „ready-to-use“-Lösung, die öffentlich zugänglich ist, existiert unseres Wissens eine solche Software allerdings noch nicht.

4.4.5 Datenbank mit Landschaftshintergrunddaten

Nicht zuletzt – als Voraussetzung dafür, dass die Methode breite Anwendung findet – müsste eine Datenbank mit Landnutzungsintensität- und Landschaftsstrukturdaten für sämtliche Landschaftsquadrate der terrestrischen Erdoberfläche, die landwirtschaftlich genutzt wird, bereitgestellt werden. Aus einer solchen Datenbank könnten dann die für eine Bewertung relevanten Landschaftsstrukturparameterwerte und die Angaben zur durchschnittlichen Landnutzungsintensität einer bestimmten Landschaft schnell herausgelesen werden.

4.4.6 Integration weiterer Landnutzungsformen

Die hier entwickelte Methode fokussiert auf die Landnutzungs-bedingten Effekte der Landwirtschaft. Um den Lebenszyklus eines Produktes auch in der Bewertung der Biodiversität umfassend abbilden zu können, sollten andere Landnutzungsformen wie Siedlung, Infrastruktur und Rohstoffextraktion mit der Methode ebenfalls bewertet werden können. Das Modellkonzept ist diesbezüglich offen

und lässt eine modulare Erweiterung um weitere Landnutzungsformen problemlos zu. Die Landnutzungsformen Siedlung, Infrastruktur und Rohstoffextraktion wirken sich in erster Linie über ihre Flächenbelegung und im Fall von Siedlung und Infrastruktur zusätzlich über Flächenversiegelung auf die Biodiversität aus. Im Gegensatz zur Landwirtschaft spielt hier die Landnutzungsintensität eine untergeordnete Rolle. Deshalb wird man die Auswirkungen dieser Landnutzungsformen auf die Artenvielfalt auf Landschaftsebene weitestgehend mit zusätzlichen Landschaftsstrukturparametern als Indikatoren abdecken können.

5 Schlussfolgerungen

Obwohl es unmöglich ist, Biodiversität als Ganzes mit einem einzelnen Indikator zu erfassen, wird in Methoden zur Biodiversitätsbewertung häufig einzig die Artenvielfalt als Biodiversitätsindikator verwendet. Das ist auch in der hier neu entwickelten Methode nicht anders. Im Gegensatz aber zu bestehenden Ansätzen ist die hier dargestellte Artenvielfalt in mehrfacher Hinsicht in Bezug auf die abgebildeten Biodiversitätsaspekte umfassender und aussagekräftiger:

1. Die Wahl des Biodiversitätsindikators ist von gesellschaftlich festgelegten Schutzziele abgeleitet. Damit ist klar festgelegt, welcher Biodiversitätsaspekt mit der Methode bewertet wird und somit auch transparent, in welchen Fragen der Entscheidungsprozess unterstützt werden kann.
2. Im Fokus der Bewertung steht die Artenvielfalt auf einer höheren räumlichen Skala, nämlich der Landschaftsebene. Der langfristige Erhalt der Artenvielfalt ist nur gewährleistet, wenn auf höheren räumlichen Skalen stabile Populationsgrößen erhalten bleiben. Zu Fragen des Artenschutzes in Kulturlandschaften liefert die hier entwickelte Methode damit eine fundierte Entscheidungsgrundlage.
3. Das Bewertungsmodell integriert empirisch nachgewiesene Ursache-Wirkungsbeziehungen zwischen landwirtschaftlicher Flächennutzung und deren Wirkung auf die Artenvielfalt. Damit werden hier die realen ökologischen Mechanismen und Interaktionen zwischen Arten und ihren Habitaten in einer in bestehenden Ansätzen bisher nicht erreichten Qualität berücksichtigt.
4. Durch die Integration von Landschaftsstruktur- und Landnutzungsintensitätsparametern innerhalb des Biodiversitätsindikators geht die Bewertung über den Biodiversitätsaspekt der Artenvielfalt hinaus, da damit auch Aspekte der Habitatvielfalt und der Ökosystemfunktionalität implizit in die Bewertung einfließen. Die Integration von Landschaftsstrukturelementen berücksichtigt in der Bewertung zudem auch eine breitere zeitliche Skala als bisherige Ansätze, da die Landschaftsstruktur immer auch ein Abbild der landwirtschaftlichen Nutzung in der Vergangenheit bis zur aktuellen Nutzung ist.

Des Weiteren erlaubt die Bewertung mit der hier entwickelten Methode, den Zielkonflikt zwischen Nahrungsmittelproduktion und Schutz der Biodiversität wie kein anderer Ansatz transparent zu machen. Damit wird ein kritischer Beitrag zur Diskussion über die bei landwirtschaftlichen Erzeugnissen einseitig auf Produktivität ausgerichtete Umweltbewertung innerhalb von Ökobilanzen. Und damit besteht auch das Potenzial, die Debatte über die nachhaltige landwirtschaftliche Produktion von Lebensmitteln und den Schutz der Artenvielfalt mit wichtigen Informationen zu unterstützen und in eine neue Richtung zu lenken.

Aufgrund des hohen Regionalisierungsgrads bis hinunter auf eine einzelne Landschaft innerhalb eines Bioms ist es im Rahmen des Bewertungskonzeptes möglich, im Prinzip auf der Ebene einer einzelnen Landschaft einen regionalen Referenzzustand zu definieren. Dieser Referenzzustand muss sich an der minimalen Biodiversität innerhalb einer bestimmten Kulturlandschaft orientieren, die die regionale Ökosystemfunktionalität garantiert. Eine nachhaltige landwirtschaftliche Flächennutzung wäre an einem bestimmten Ort nur gegeben, wenn die flächenbezogenen Auswirkungen auf die Biodiversität den Fortbestand der minimalen Biodiversität gewährleisten. Dadurch kann die Aussagekraft der produktbezogenen Betrachtung entscheidend verbessert werden. Insgesamt würde dieses Vorgehen die nach wie vor kontrovers geführte Diskussion über den innerhalb von Wirkungsabschätzungsmethoden für Biodiversität zu verwendenden Referenzzustand entflechten.

Was im Zusammenhang mit der Bewertung von Klimagasemissionen Sinn macht, funktioniert im Zusammenhang mit der Biodiversität nicht: Der Klimagasausstoss erfolgt zwar regional, entfaltet aber auf der globalen Skala seine Auswirkungen. Folglich kann die Bewertung global erfolgen. Biodiversität wird regional beeinflusst und die landnutzungsbedingten Auswirkungen auf die Biodiversität wirken regional zurück. Die Bewertung muss folglich die Auswirkungen auf die Biodiversität in einem regionalen Kontext umfassen. Erst über die Bewertung der landnutzungsbedingten Auswirkungen auf die Biodiversität in sämtlichen Regionen lassen sich Schlüsse über den Zustand der globalen Biodiversität ziehen. Mit der hier entwickelten Methode ist es möglich, eine in hohem Mass regionalisierte Bewertung vorzunehmen und diese auch in die produktbezogene Betrachtung einfließen zu lassen. Schliesslich kann das regionalisierte Modell entsprechend

aggregiert werden und bildet damit die Grundlage zur Beantwortung von Fragestellungen über die Auswirkungen der Landwirtschaft auf die globale Artenvielfalt.

6 Literaturverzeichnis

- AGRIDEA, 2012. Deckungsbeiträge. Ausgabe 2012. AGRIDEA, Lindau.
- Akaike, H., 1973. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In: Petrov, B.N., Csaki, F. (Eds.), Second International Symposium on Information Theory. Akademiai Kiado, Budapest, pp. 267-281.
- Arrhenius, O., 1921. Species and Area. *Journal of Ecology* 9, 95-99.
- BAFU, 2012. Strategie Biodiversität Schweiz. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.
- Bailey, D., Herzog, F., Augenstein, I., Aviron, S., Billeter, R., Szerencsits, E., Baudry, J., 2007. Thematic resolution matters: Indicators of landscape pattern for European agro-ecosystems. *Ecological Indicators* 7, 692-709.
- Benton, T.G., Vickery, J.A., Wilson, J.D., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *TRENDS in Ecology and Evolution* 18, 182-188.
- Billeter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, R., Arens, P., Augenstein, I., Aviron, S., Baudry, J., Bukacek, R., Burel, F., Cerny, M., De Blust, G., De Cock, R., Diekötter, T., Dietz, H., Dirksen, J., Dormann, C., Durka, W., Frenzel, M., Hamersky, R., Hendrickx, F., Herzog, F., Klotz, S., Koolstra, B., Lausch, A., Le Coeur, D., Maelfait, J.P., Opdam, P., Roubalova, M., Schermann, A., Schermann, N., Schmidt, T., Schweiger, O., Smulders, M.J.M., Speelmans, M., Simova, P., Verboom, J., Van Wingerden, W.K.R.E., Zobel, M., Edwards, P.J., 2008. Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. *Journal of Applied Ecology* 45, 141-150.
- Chown, S.L., McGeoch, M.A., 2011. Measuring biodiversity in managed landscapes. In: Magurran, A.E., McGill, B.J. (Eds.), *Biological Diversity. Frontiers in Measurement and Assessment*. Oxford University Press, New York, pp. 252-264.
- Clark, C.M., Bai, Y., Bowman, W.D., Cowles, J.M., Fenn, M.E., Gilliam, F.S., Phoenix, G.K., Siddique, I., Stevens, C.J., Sverdrup, H.U., Throop, H.L., 2013. Nitrogen Deposition and Terrestrial Biodiversity. In: Levin, S.A. (Ed.), *Encyclopedia of Biodiversity (Second Edition)*. Academic Press, Waltham, pp. 519-536.
- Curran, M., De Baan, L., De Schryver, A., Van Zelm, R., Hellweg, S., Köllner, T., Sonnemann, G., Huijbregts, M.A.J., 2011. Toward meaningful end points of biodiversity in life cycle assessment. *Environmental Science & Technology* 45, 70-79.
- de Baan, L., Mutel, C.L., Curran, M., Hellweg, S., Koellner, T., 2013. Land Use in Life Cycle Assessment: Global Characterization Factors Based on Regional and Global Potential Species Extinction. *Environmental Science & Technology* 47, 9281-9290.
- De Schryver, A.M., Goedkoop, M.J., Leuven, R.S.E.W., Huijbregts, M.A.J., 2010. Uncertainties in the application of the species area relationship for characterisation factors of land occupation in life cycle assessment. *Int J Life Cycle Ass* 15, 682-691.
- Donald, P.F., Green, R.E., Heath, M.F., 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 268, 25-29.
- Donald, P.F., Pisano, G., Rayment, M.D., Pain, D.J., 2002. The Common Agricultural Policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 89, 167-182.
- Donald, P.F., Sanderson, F.J., Burfield, I.J., van Bommel, F.P.J., 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 116, 189-196.

- FAO, 2013. Good Agricultural Practices for greenhouse vegetable crops. Principles for Mediterranean climate areas. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, p. 640.
- Fischer, M., Altermatt, F., Arlettaz, R., Bartha, B., Baur, B., Bergamini, A., Bersier, L.-F., Birrer, S., Braunisch, V., Dollinger, P., Eggenberg, S., Gonseth, Y., Guisan, A., Guntern, J., Gutscher, H., Herzog, F., Humbert, J.-Y., Jenny, M., Klaus, G., Körner, C., Krättli, H., KÜchler, M., Lachat, T., Lambelet-Haueter, C., Leuzinger, Y., Linder, P., Mitchell, E.A.D., Moeschler, P., Pasinelli, G., Pauli, D., Pfiffner, L., Praz, C., Rixen, C., RÜbel, A., Schaffner, U., Scheidegger, C., Schmid, H., Schnyder, N., Senn-Irlet, B., Stöcklin, J., Stofer, S., Walter, T., Zumbach, S., 2015. Zustand der Biodiversität in der Schweiz 2014. Die Analyse der Wissenschaft. Forum Biodiversität Schweiz, Bern.
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global consequences of land use. *Science* 309, 570-574.
- Gabriel, D., Sait, S.M., Kunin, W.E., Benton, T.G., 2013. Food production vs. biodiversity: comparing organic and conventional agriculture. *Journal of Applied Ecology* 50, 355-364.
- Hendrickx, F., Maelfait, J.-P., Van Wingerden, W., Schweiger, O., Speelmans, M., Aviron, S., Augenstein, I., Billeter, R., Bailey, D., Bukacek, R., Burel, F., Diekötter, T.I.M., Dirksen, J., Herzog, F., Liira, J., Roubalova, M., Vandomme, V., Bugter, R.O.B., 2007. How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 44, 340-351.
- Herzog, F., Jeanneret, P., et al., 2013. Measuring Farmland Biodiversity. *Solutions* 4, -.
- Herzog, F., Steiner, B., Bailey, D., Baudry, J., Billeter, R., Bukáček, R., De Blust, G., De Cock, R., Dirksen, J., Dormann, C.F., De Filippi, R., Frossard, E., Liira, J., Schmidt, T., Stöckli, R., Thenail, C., van Wingerden, W., Bugter, R., 2006. Assessing the intensity of temperate European agriculture at the landscape scale. *Eur J Agron* 24, 165-181.
- Hole, D.G., Perkins, A.J., Wilson, J.D., Alexander, I.H., Grice, P.V., Evans, A.D., 2005. Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation* 122, 113-130.
- Kleijn, D., Kohler, F., Báldi, A., Batáry, P., Concepción, E.D., Clough, Y., Díaz, M., Gabriel, D., Holzschuh, A., Knop, E., Kovács, A., Marshall, E.J.P., Tscharrntke, T., Verhulst, J., 2009. On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 276, 903-909.
- Koellner, T., de Baan, L., Beck, T., Brandao, M., Civit, B., Goedkoop, M., Margni, M., Mila i Canals, L., Mueller-Wenk, R., Weidema, B., Wittstock, B., 2013a. Principles for life cycle inventories of land use on a global scale. *Int J Life Cycle Ass* 18, 1203-1215.
- Koellner, T., de Baan, L., Beck, T., Brandao, M., Civit, B., Margni, M., Mila i Canals, L., Saad, R., de Souza, D.M., Mueller-Wenk, R., 2013b. UNEP-SETAC guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. *Int J Life Cycle Ass* 18, 1188-1202.
- Koellner, T., Geyer, R., 2013. Global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18, 1185-1187.
- Köllner, T., Scholz, R.W., 2008. Assessment of land use impacts on the natural environment. Part 2: Generic characterization factors for local species diversity in central Europe. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13, 32-48.

- Kuske, S., Naef, A., Holliger, E., Widmer, A., Gölles, M., Linder, C., Dubuis, P.-H., Kehrli, P., Bohren, C., 2014. Pflanzenschutzempfehlungen für den Erwerbsobstbau 2014/2015. Flugschrift 122. Agroscope, Wädenswil, p. 68.
- Legendre, P., Legendre, L., 1998. Numerical Ecology. Elsevier, Amsterdam.
- MA, 2005. Millenium Ecosystem Assessment: Ecosystems & human well-being – synthesis. Island Press, Washington, DC.
- Magurran, A.E., McGill, B.J., 2011. Challenges and opportunities in the measurement and assessment of biological diversity. In: Magurran, A.E., McGill, B.J. (Eds.), Biological Diversity. Frontiers in Measurement and Assessment. Oxford University Press, New York, pp. 1-7.
- Milà i Canals, L., Bauer, C., Depestele, J., Dubrueil, A., Freiermuth Knuchel, R., Gaillard, G., Michelsen, O., Müller-Wenk, R., Rydgren, B., 2007. Key elements in a framework for land use impact assessment within LCA. The International Journal of Life Cycle Assessment 12, 5-15.
- Moyano, C., Gómez, V., Melgarejo, P., 2004. Resistance to Pyrimethanil and other Fungicides in Botrytis cinerea Populations Collected on Vegetable Crops in Spain. Journal of Phytopathology 152, 484-490.
- Neuweiler, R., 2011. Düngungsrichtlinien für den Gemüsebau. Forschungsanstalt Agroscope Changins-Wädenswil ACW, Wädenswil, p. 29.
- Olson, D.M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E.D., Burgess, N.D., Powell, G.V.N., Underwood, E.C., D'Amico, J.A., Itoua, I., Strand, H.E., Morrison, J.C., Loucks, C.J., Allnutt, T.F., Ricketts, T.H., Kura, Y., Lamoreux, J.F., Wettengel, W.W., Hedao, P., Kassem, K.R., 2001. Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on earth. BioScience 51, 933-938.
- Pardo, L.H., Fenn, M.E., Goodale, C.L., Geiser, L.H., Driscoll, C.T., Allen, E.B., Baron, J.S., Bobbink, R., Bowman, W.D., Clark, C.M., Emmett, B., Gilliam, F.S., Greaver, T.L., Hall, S.J., Lilleskov, E.A., Liu, L., Lynch, J.A., Nadelhoffer, K.J., Perakis, S.S., Robin-Abbott, M.J., Stoddard, J.L., Weathers, K.C., Dennis, R.L., 2011. Effects of nitrogen deposition and empirical nitrogen critical loads for ecoregions of the United States. Ecological Applications 21, 3049-3082.
- Penman, T., Law, B., Ximenes, F., 2010. A proposal for accounting for biodiversity in life cycle assessment. Biodivers Conserv 19, 3245-3254.
- Phalan, B., Balmford, A., Green, R.E., Scharlemann, J.P.W., 2011. Minimising the harm to biodiversity of producing more food globally. Food Policy 36, S62-S71.
- QGIS Development Team, 2015. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation. URL <http://qgis.osgeo.org>.
- R Development Core Team, 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Robinson, R., Sutherland, W.J., 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. Journal of Applied Ecology 39, 157-176.
- Schneiders, A., Van Daele, T., Van Landuyt, W., Van Reeth, W., 2012. Biodiversity and ecosystem services: Complementary approaches for ecosystem management? Ecological Indicators 21, 123-133.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2014. Global Biodiversity Outlook 4. Montréal, p. 155
- Souza, D.M., Teixeira, R.F.M., Ostermann, O.P., 2014. Assessing biodiversity loss due to land use with Life Cycle Assessment: are we there yet? Global Change Biology, n/a-n/a.
- Steffan-Dewenter, I., Westphal, C., 2008. The interplay of pollinator diversity, pollination services and landscape change. Journal of Applied Ecology 45, 737-741.
- Swift, M.J., Izac, A.M.N., van Noordwijk, M., 2004. Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes—are we asking the right questions? Agriculture, Ecosystems & Environment 104, 113-134.

- Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – Ecosystem service management. *Ecol Lett* 8, 857-874.
- Tuck, S.L., Winqvist, C., Mota, F., Ahnström, J., Turnbull, L.A., Bengtsson, J., 2014. Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, n/a-n/a.
- Vanbergen, A.J., Woodcock, B.A., Watt, A.D., Niemelä, J., 2005. Effect of land-use heterogeneity on carabid communities at the landscape scale. *Ecography* 28, 3-16.
- Walz, U., 2011. Landscape structure, landscape metrics and biodiversity. *Living Reviews in Landscape Research* 5, 1-35.
- Walz, U., 2015. Indicators to monitor the structural diversity of landscapes. *Ecol Model* 295, 88-106.
- Walz, U., Syrbe, R.-U., 2013. Linking landscape structure and biodiversity. *Ecological Indicators* 31, 1-5.
- Weibull, A.-C., Bengtsson, J., Nohlgren, E., 2000. Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. *Ecography* 23, 743-750.
- WORC, 2004. Organic wheat. Fact sheet. Western Organization of Resource Councils (WORC), Billings, USA.

7 Anhang

Excel-Tool zur Berechnung der BDP-Werte für die im Rahmen der Fallstudien verwendeten Landschaftsquadrate: siehe separates File.

Tool-Anleitung: