



Biolandbau und Nachhaltigkeit

Ökobilanzierung biologischer Lebensmittel

Ökobilanzen haben sich als Instrument zur Abschätzung der ökologischen Nachhaltigkeit in der Land- und Lebensmittelwirtschaft etabliert. Sie dienen der Weiterentwicklung der Produktion, als Grundlage für politische Entscheide und zur Information der Konsumierenden. Ökobilanzen werden auch für den Vergleich landwirtschaftlicher Produktionssysteme beigezogen.

Entgegen den Erwartungen weisen Lebensmittel aus extensiven Produktionssystemen wie dem Biolandbau in produktbezogenen Vergleichen aufgrund der geringeren Erträge häufig eine geringere Ökoeffizienz auf als Lebensmittel aus intensiveren Produktionssystemen. Allerdings lässt sich aus der Ökoeffizienz alleine nicht schliessen, ob ein landwirtschaftliches Produkt umweltfreundlich produziert wurde. Für eine umfassende Umweltbeurteilung landwirtschaftlicher Produkte müssten standortspezifische Produktionsfaktoren stärker in die Ökobilanz integriert werden. Dies erfordert eine Ausweitung der Betrachtungsperspektive.

Ökobilanz – ein Instrument zur Abschätzung der Umweltrelevanz

Ökobilanzen wurden ursprünglich zur Umweltbewertung industrieller Prozesse und Produkte entwickelt (Abb. 1, Seite 2). Heute werden Ökobilanzen zunehmend auch für die Bewertung landwirtschaftlicher Prozesse und Produkte eingesetzt.

Ökobilanzen ermöglichen es, die Wirkung eines Produktes auf die Umwelt über seinen gesamten Lebensweg zu quantifizieren. In einer Ökobilanz wird die Umweltwirkung während der Rohstoff-

gewinnung, der Produktion, der Gebrauchsphase und der Entsorgung (bzw. dem Recycling) inklusive aller Transportprozesse berücksichtigt. Zudem macht die Ökobilanzierung die Umweltwirkung verschiedener Produkte, die denselben Nutzen erbringen, über eine gemeinsame Bezugsgrösse (die so genannte funktionelle Einheit) miteinander vergleichbar. So kann – bezogen auf Lebensmittel – die Umweltwirkung einer zum Beispiel biologisch produzierten Tomate mit jener einer Tomate aus konventioneller Produktion verglichen werden.



Die Wirkungen der Landwirtschaft auf die Umwelt sind vielfältig. Selbst mit bodenschonenden Anbauverfahren wie der Direktsaat mit Messerwalze und verlustarmen Ausbringungstechniken wie dem Schleppschlauch sind Emissionen und negative Auswirkungen auf die Umwelt unvermeidbar.

Standardmässig quantifizieren Ökobilanzen eine breite Palette von Umweltwirkungen wie das Klimaerwärmungspotenzial, Überdüngung von Böden und Gewässern, Versauerung des Bodens, Human- und Ökotoxizität, Abbau der Ozonschicht und Bildung von Sommersmog (Abb. 2). Zudem bilanzieren sie den Energie- und Ressourcenverbrauch (Land, Wasser, Nährstoffe, etc.) über den gesamten Produktionsprozess. Diese Umweltwirkungskategorien werden entweder einzeln als Zahl ausgewiesen oder zu einem einzigen Wert aggregiert, der die Gesamtwirkung eines Produktes zum Ausdruck bringt. Das Zusammenführen einzelner Umweltwirkungskategorien zu einem einzigen Wert erfordert eine Gewichtung der einzelnen Parameter und beinhaltet somit ein Werturteil.

Gemessene Inputgrößen, geschätzte Umweltwirkungen

Zur Berechnung der Umweltwirkung werden in einer Ökobilanz Angaben zu den **Massen- und Energieflüssen** benötigt, die in einen Prozess hineingehen (Input) und als Output den Prozess wieder verlassen. Inputgrößen für die Umweltbewertung landwirtschaftlicher Produkte sind zum Beispiel Saatgut, Dünger, Pestizide oder der Einsatz von Maschinen inklusive Diesel. Der Output ist der auf der landwirtschaftlichen Fläche erzielte Ertrag an beispielsweise Getreide und Stroh. Ausgehend

von den Stoff- und Energieflüssen auf der Inputseite wird in einer Ökobilanz mit Hilfe von Modellen zum Beispiel abgeschätzt, wie viele Klimagasemissionen in einem Prozess entstehen, oder wie hoch die toxische Wirkung ist, die aus einem Prozess resultiert.

Zur Wirkungsabschätzung sind Ökobilanzen auf die Verwendung von **Modellen** angewiesen, da die Umweltwirkung entlang des gesamten Lebensweges eines Produktes mit vertretbarem zeitlichem und finanziellem Aufwand unmöglich gemessen werden kann. Modelle sind aber immer ein unvollständiges Abbild der Realität und müssen zwangsläufig mit Vereinfachungen und Annahmen auskommen. Entscheidend ist in der Anwendung von Modellen in Ökobilanzen – insbesondere bei landwirtschaftlichen Produkten und Prozessen, dass die zu bewertenden Produktionssysteme damit genügend genau differenziert werden können. Nur so lassen sich Produkte aus unterschiedlichen Produktionssystemen sinnvoll vergleichen und zielführende Schlüsse über die Umweltwirkung verschiedener Produktionssysteme ziehen.

Produktbezogene Umweltwirkung als Mass für die Ökoeffizienz

In Ökobilanzen wird die Umweltwirkung häufig auf die Produktmenge als funktionelle Einheit bezogen, so auch bei landwirtschaftlichen Erzeugnissen. Die

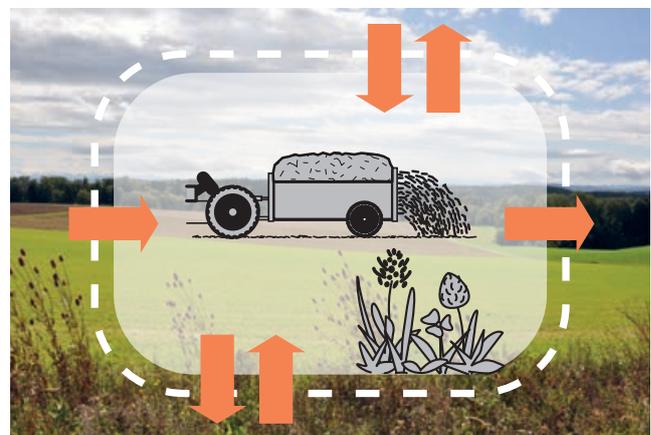
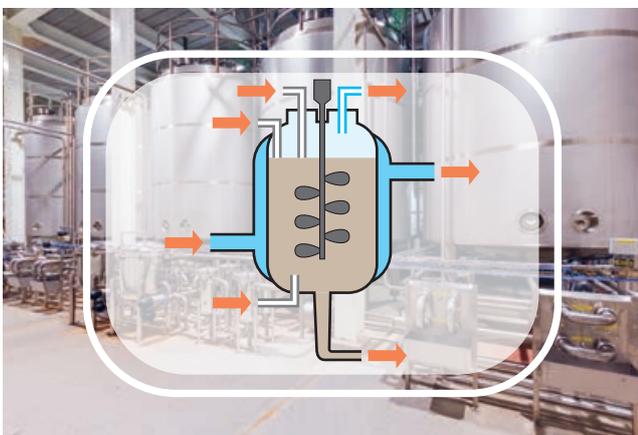


Abb. 1: Im Gegensatz zu industriellen Prozessen unterliegt die landwirtschaftliche Produktion komplexen Wechselwirkungen mit der Umwelt. Diese Komplexität in Ökobilanzen korrekt zu erfassen, ist eine grosse Herausforderung.



Auch im Biolandbau kommen Pflanzenschutzmittel zum Einsatz. Die natürlichen Substanzen sind aber in der Regel weniger umweltschädlich als chemisch-synthetische Pestizide.



Wiederkäuer stossen viel klimaschädliches Methan aus. Höhere Emissionen pro Kuh sind unvermeidbar, wenn Kühe zur Nutzung von Dauergrünlandressourcen eingesetzt werden sollen.

Umweltwirkung, die aus der landwirtschaftlichen Nutzung einer Fläche resultiert, wird somit durch den Ertrag dividiert, der auf einer bestimmten Fläche erwirtschaftet wurde.

Der Produktebezug bringt zum Ausdruck, mit welcher Umweltwirkung eine bestimmte Menge produziert werden kann und ist damit ein Mass für die Ökoeffizienz. Werden dieselben Produkte aus unterschiedlichen landwirtschaftlichen Produktionssystemen verglichen, dann geht es darum, das Produktionssystem zu identifizieren, welches dieselbe Produktmenge mit den geringsten Umweltwirkungen produzieren kann. Oder anders gesagt: Gesucht wird das Produktionssystem, welches das optimalste Verhältnis zwischen der Umweltwirkung aus dem Einsatz der Inputgüter (Dünger, Pestizide, Maschinen) und dem Output (Ertrag) aufweist.

Keine eindeutigen Unterschiede bei Gesamtbetrachtung

Vergleichende Ökobilanzstudien mit biologischen und konventionellen Lebensmitteln werden oft beigezogen, um die Umweltwirkung der Anbausysteme als Ganzes zu bewerten. Betrachtet man sämtliche in Ökobilanzen auswertbaren Umweltwirkungskategorien zusammen, zeigen vergleichende

Ökobilanzen zwischen biologisch und konventionell produzierten Lebensmitteln auf das Produkt bezogen (z. B. pro Liter Milch oder kg Brot) oft keine eindeutigen Resultate bezüglich der Vor- und Nachteile für die Umwelt^[1].

Deutlichere Unterschiede bei Bewertung nach Wirkungskategorien

Bei der Betrachtung der einzelnen Wirkungskategorien schneiden biologische und konventionelle Produkte zum Teil deutlich unterschiedlich ab. Für manche Wirkungskategorien wie das Klimaerwärmungspotenzial, die Überdüngung von Gewässern oder die Versauerung des Bodens weisen produktbezogene Ökobilanzen für biologische Lebensmittel oft eine höhere Umweltbelastung aus als für konventionelle Lebensmittel^[1]. Bei der Human- und Ökotoxizität sowie beim Energieverbrauch schneiden biologische Lebensmittel dagegen fast immer besser ab als konventionelle^[1], weil der Biolandbau auf den Einsatz von synthetischen Pestiziden und Mineraldüngern verzichtet. Es gibt aber auch Lebensmittel, bei denen die Bioproduktion für dieselbe Wirkungskategorie besser, gleich oder schlechter abschneidet als die konventionelle (siehe dazu das Beispiel zur Klimabilanz von Milch auf der Seite 5).

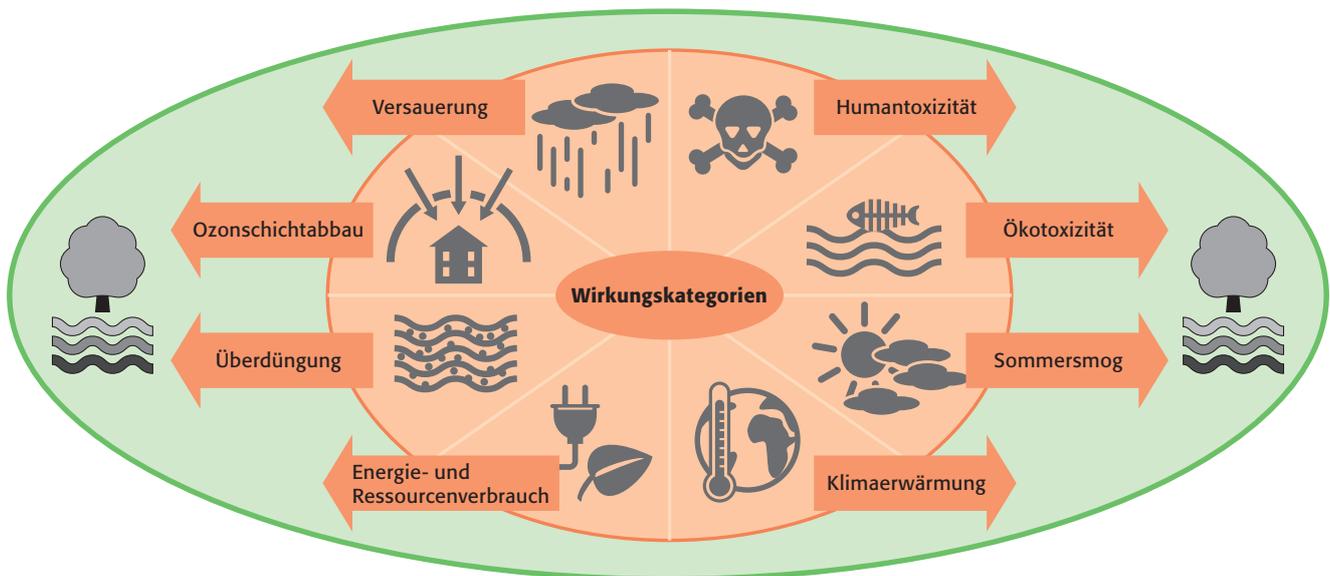


Abb. 2: Die Wirkungskategorien bezeichnen die Umweltthemen, die in der Ökobilanz über einen Wirkungsindikator quantifiziert werden. Die abgebildeten Umweltthemen werden üblicherweise in Ökobilanzen landwirtschaftlicher Produkte berücksichtigt.



Hohe Erträge führen in der Ökobilanz in der Regel zu einer hohen Ökoeffizienz. Die im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft im Ackerbau durchschnittlich 20 bis 25% tieferen Erträge bei biologischem Anbau können zu einer geringeren Ökoeffizienz in der Umweltbewertung führen.

Studien, die oft nur das Klimaerwärmungspotenzial abschätzen, bezeichnen den Biolandbau in Bezug auf seine Umweltwirkung als ineffizient (z. B. Vogel, 2015^[2]). Ein Systemvergleich beruhend auf der Human- und Ökotoxizität käme hingegen zum Schluss, dass der Biolandbau umweltschonender ist. Das nicht eindeutige Bild, das produktbezogene Ökobilanzstudien zu Biolebensmitteln abgeben, steht immer wieder in Kontrast zu anderen Einschätzungen bezüglich der ökologischen Nachhaltigkeit des Biolandbaus, die deutliche Vorteile der Bioproduktion aufzeigen^{[3][4]}. Andererseits geht aus diversen Untersuchungen auch klar hervor, dass die intensive Landwirtschaft, zu der in erster Linie die konventionelle Produktion zählt (siehe auch Kasten unten), weitreichende Umweltschäden wie Boden-degradation, Wasserverschmutzung und Biodiversitätsverlust verursacht^{[5][6][7]}.

Die Gründe für das nicht eindeutige Bild, bzw. das manchmal bessere oder schlechtere Abschneiden des Biolandbaus in produktbezogenen Ökobilanzen

sind vielfältig und können folgende Gründe haben:

1. Die Ökoeffizienz der Biolebensmittel ist tatsächlich besser, gleich bzw. tatsächlich schlechter als jene konventioneller Produkte.
2. Emissionsmodelle (insbesondere für reaktive Stickstoffemissionen wie Ammoniak, Nitrat und Lachgas) differenzieren die Anbausysteme zu wenig genau, was die Ökoeffizienz von Bioprodukten künstlich verschlechtern kann.
3. Die produktbezogene Betrachtungsperspektive legt den Fokus einseitig auf die Ökoeffizienz ohne zu beurteilen, ob ein Anbausystem die Belastungsgrenzen der lokalen Umwelt erreicht oder sogar überschreitet. Bei dieser Betrachtungsweise liefert die Ökoeffizienz keine hinreichende Antwort auf die Frage, ob eine bestimmte Produktionsintensität umweltverträglich ist oder nicht. Damit lassen sich die Vor- und Nachteile eines landwirtschaftlichen Produktionssystems für die Umwelt in der produktbezogenen Betrachtungsperspektive nicht abschliessend beurteilen.

Intensive versus extensive Landwirtschaft: Welche Intensität ist besser für die Umwelt?

Der Bio-Landwirtschaftsbetrieb nutzt in erster Linie die betriebseigenen Ressourcen (Hofdünger, Futtermittel) für die Produktion landwirtschaftlicher Erzeugnisse und verzichtet auf Mineraldünger und synthetische Pestizide. Aufgrund des in der Regel weitaus geringeren Anteils zugeführter Betriebsmittel gilt die biologische Produktion als insgesamt extensiver als die konventionelle. Demnach sind die Inputmengen an Düngern, Pflanzenschutzmitteln, Tierbesatzdichte, Maschineneinsatz und/oder die Nutzungshäufigkeit (z. B. Anzahl Schnitte pro Jahr im Grünland) pro Flächeneinheit in der Bioproduktion in der Regel geringer. Dadurch sind die Umweltauswirkungen bezogen auf die Fläche geringer. So ist zum Beispiel der Stickstoffüberschuss auf Biobetrieben normalerweise geringer als auf konventionellen Betrieben, was zu geringeren Emissionen an reaktiven Stickstoffverbindungen (Ammoniak, Lachgas und Nitrat) führt. Deshalb wird der Biolandbau auch als mögliche Massnahme zur Reduktion des Stickstoffüberschusses genannt^[8].

Die geringere Produktionsintensität des Biolandbaus pro Fläche führt allerdings dazu, dass die

Erträge pro Flächeneinheit meistens tiefer sind. So benötigen Biobetriebe mehr Fläche, um dieselbe Menge eines bestimmten Produkts zu produzieren wie konventionelle Betriebe.

Die geringeren Düngermengen pro Hektare und der Verzicht auf synthetische Pestizide in extensiveren landwirtschaftlichen Produktionssystemen wie dem Biolandbau führen jedoch häufig dazu, dass ein höherer Maschineneinsatz für die mechanische Unkrautregulierung nötig ist.

Punkto Ökoeffizienz würde man erwarten, dass das Verhältnis zwischen der Umweltwirkung bei biologischer und konventioneller Bewirtschaftung einer Fläche und dem Ertrag aus derselben für beide Produktionssysteme ungefähr gleich hoch wäre: Geringere Inputs im Biolandbau ergeben eine geringere Umweltwirkung auf der Fläche. Dividiert man die geringere Umweltwirkung auf der Fläche durch geringere Flächenerträge, sollte im Prinzip eine ähnlich hohe Ökoeffizienz resultieren wie in intensiveren Systemen, in welchen in der Regel höhere Erträge erzielt werden. Bei Letzteren ist aber auch die Umweltwirkung auf der Fläche infolge einer höheren Inputmenge grösser.



Die Modellierung von umweltrelevanten Stickstoffemissionen aus der Düngung ist eine grosse Herausforderung – insbesondere wenn die Umweltwirkung organischer und mineralischer Dünger differenziert werden soll.

Die drei Erklärungsansätze können für die Umweltbewertung landwirtschaftlicher Erzeugnisse und die daraus gezogenen Schlussfolgerungen von Bedeutung sein. Deshalb werden sie im Folgenden im Detail erläutert.

Unterschiede zwischen Produkten, Produktionssystemen und Wirkungskategorien

Wie schwierig die Bewertung der Ökoeffizienz von Lebensmitteln aus unterschiedlichen Produktionssystemen ist, soll im Folgenden am Beispiel der Klimagasemissionen von biologischer und konventioneller Milchproduktion veranschaulicht werden. Abbildung 3 zeigt die Klimagasemissionen pro Kilogramm Milch von Kühen mit unterschiedlichen Jahresmilchleistungen aus 11 vergleichenden Ökobilanzstudien mit insgesamt 13 Paarvergleichen^[1]. Die betrachteten Studien zur Milchproduktion umfassen Kühe mit einer Jahresmilchleistung von 3'000 bis 10'000 Litern.

Die Milchleistung – ein Mass für die Produktionsintensität – ist auf Biobetrieben (rote Punkte) im Durchschnitt tiefer als auf konventionellen Betrieben (blaue Punkte). Die Ökoeffizienz kann unabhängig von der Milchleistungsklasse und vom Produktionssystem stark variieren. So gibt es sowohl Bio-Produktionssysteme mit geringen Klimagas-

emissionen pro Kilogramm Milch bei geringer Jahresmilchleistung als auch konventionelle Produktionssysteme, die bei hoher Milchleistung hohe (aber auch tiefe) Klimagasemissionen pro Kilogramm Milch verursachen. Die Milch mit der besten Ökoeffizienz in Bezug auf das Klimaerwärmungspotenzial wurde auf einem Biobetrieb produziert. Im Durchschnitt der betrachteten Studien war das Klimaerwärmungspotenzial von Biomilch etwa gleich hoch wie jenes von konventionell produzierter Milch (1,04 kg CO₂-eq./kg Milch für Bio gegenüber 1,09 kg CO₂-eq./kg Milch für Konventionell). Dieses Beispiel bestätigt die Erwartung, dass die Ökoeffizienz von extensiven und intensiven Produktionssystemen in etwa gleich ist (siehe auch den Kasten auf Seite 4). Beispiele, in denen die Ökoeffizienz bezogen auf das Klimaerwärmungspotenzial in extensiveren Produktionssystemen deutlich schlechter ausfällt als in intensiven Systemen, finden sich z.B. in der Rindfleischproduktion. Abbildung 4 zeigt die Klimabilanz pro Kilogramm Mastendgewicht (Gewicht der lebenden Tiere zum Zeitpunkt der Schlachtung) aus verschiedenen, in der Schweiz betriebenen Mastsystemen: Bio Weide-Beef ist ein biologisches graslandbasiertes Produktionssystem, in welchem die Tiere – wenn überhaupt – lediglich gegen Ende der Ausmast noch mit Kraftfutter versorgt werden.

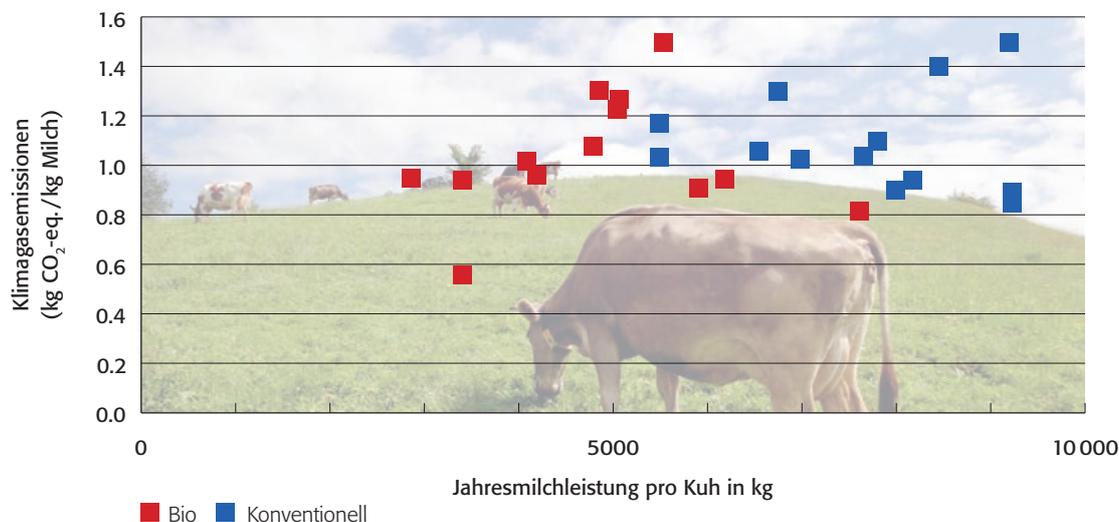


Abb. 3. Gegenüberstellung der Klimagasemissionen pro kg Milch und der Jahresmilchleistung pro Kuh aus den in Meier et al. (2015) analysierten vergleichenden Studien zu Bio- und konventioneller Milch (13 Paarvergleiche aus 11 Ökobilanzstudien).



Krafftutterbasierte Intensivmast (links) weist eine hohe Ökoeffizienz auf. Der mit Krafftutterzukaufen verbundene Nährstoffimport kann lokal aber zur Überdüngung von Böden, Grund- und Oberflächengewässern sowie zu Biodiversitätsverlust führen. Die extensive Bio-Weidemast (rechts) hingegen nutzt die lokalen Ressourcen optimal und erfüllt hohe Ansprüche an das Tierwohl, verursacht aber wegen der längeren Mastdauer höhere Methanemissionen als intensive Verfahren.

Terra Suisse und QM Schweizerfleisch sind zwei konventionelle krafftutterbasierte Stallhaltungssysteme. Das TerraSuisse-System unterscheidet sich vom QM Schweizerfleisch-System darin, dass es höhere Anforderungen an das Tierwohl stellt und eine etwas geringere Tierbesatzdichte vorsieht.

Sowohl im extensiveren, graslandbasierten Produktionssystem als auch in den beiden intensiveren krafftutterbasierten Systemen erreichen die Tiere ein Mastendgewicht von rund 550 kg. Im Unterschied zu den intensiveren krafftutterbasierten Mastsystemen, in denen die Mastdauer aufgrund des Krafftuttereinsatzes lediglich 13 bis 15 Monate beträgt, dauert es in der graslandbasierten biologischen Produktion 20 bis 26 Monate, bis das Mastendgewicht erreicht wird. In der bis zu doppelt so langen Mastzeit stossen die Tiere im graslandbasierten System entsprechend mehr Methan aus. Dies generiert den Unterschied in der Klimabilanz (Abb. 4) und führt zur entsprechend geringeren Ökoeffizienz in Bezug auf das Treibhauspotenzial.

Ungenauere Differenzierung der Anbausysteme in den Emissionsmodellen

Bei der Betrachtung zahlreicher Ökobilanzstudien zu unterschiedlichen Produktkategorien fällt auf, dass

biologische Lebensmittel in der produktbezogenen Umweltbewertung – von wenigen Ausnahmen abgesehen – bezüglich Klimawirkung, Überdüngung der Gewässer und Versauerung des Bodens oft schlechter abschneiden als konventionelle Lebensmittel^[1]. Bei den aufgeführten Wirkungskategorien sind reaktive Stickstoffemissionen wie Ammoniak, Nitrat, Stickoxide und Lachgas für die entsprechenden Umweltwirkungen verantwortlich. Die Emissionen resultieren zur Hauptsache aus dem im landwirtschaftlichen Produktionssystem vorhandenen Stickstoffüberschuss, der für das Erwirtschaften stabiler Erträge notwendig ist.

Von allen landwirtschaftlichen Stickstoffemissionen hat **Lachgas** die grösste klimarelevante Wirkung. Es entsteht bei bakteriellen Prozessen im Boden. Dessen Bildung wird durch das Ausbringen von Düngern angeregt. Für die Überdüngung von Gewässern durch Stickstoff sind in erster Linie die **Nitratverluste** verantwortlich, welche durch Auswaschung aus Düngern in Gewässer gelangen. **Ammoniak** ist sowohl für die Überdüngung als auch für die Versauerung von Böden verantwortlich. Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft stammen vor allem aus der organischen Düngung und der Tierhaltung. **Stickoxide** entstehen bei bakteriellen Pro-

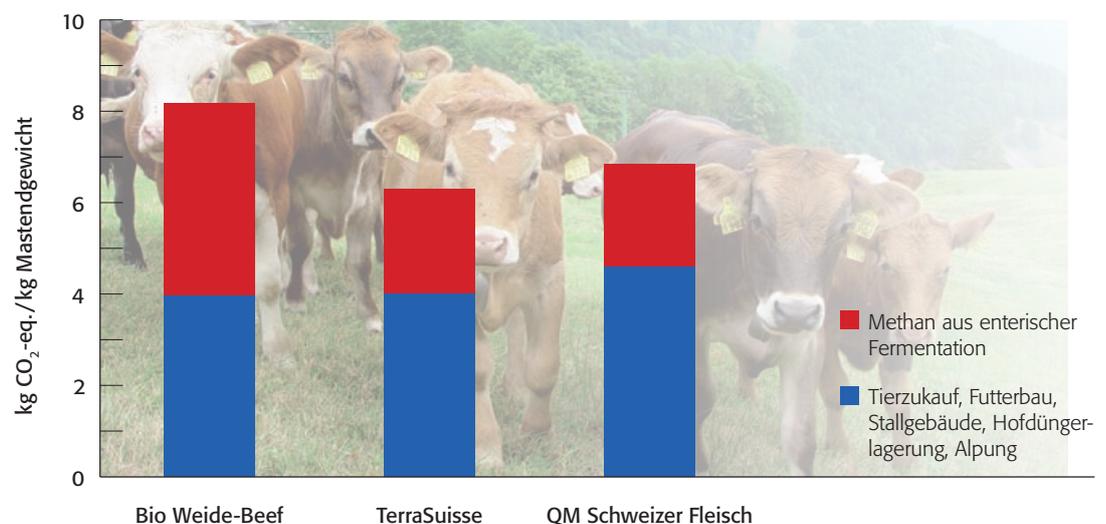


Abb. 4. Durchschnittliche Klimagasemissionen pro Kilogramm Mastendgewicht für Rindfleisch aus verschiedenen Mastsystemen (Grafik angepasst aus Meier et al., 2014^[9]).



Die in den untersuchten Ökobilanzinventaren verwendeten Emissionsmodelle weisen für den biologischen Getreideanbau zu hohe Stickstoffverluste aus.

zessen im Boden oder werden bei der Verbrennung von Treibstoffen beim Einsatz von Maschinen freigesetzt. Ein Teil der Stickstoffverluste in Form von Nitrat, Ammoniak und Stickoxiden wird zu Lachgas umgebaut und entweicht in die Atmosphäre, wodurch diese Stoffe indirekt auch klimawirksam sind.

Die Berechnung der Lachgas-, Nitrat- und Ammoniak-Emissionen erfolgt in Ökobilanzinventaren in der Regel mit Hilfe verschiedener, voneinander unabhängiger Modelle. Die verschiedenen Emissionen werden dabei in erster Linie aufgrund des Stickstoffinputs aus der Düngung abgeschätzt. Die unabhängige Modellierung führt dazu, dass die in den Emissionen eingerechnete Stickstoffmenge oft nicht mit dem tatsächlichen Stickstoffüberschuss in einem landwirtschaftlichen Produktionssystem übereinstimmt, der in Form von Emissionen an die Umwelt verloren gehen kann.

Tabelle 1 zeigt beispielhaft für die vier landwirtschaftlichen Kulturen Weizen, Gerste, Soja und Kartoffeln, wie stark die Stickstoffmenge aus der Emissionsmodellierung (Nitrat, Lachgas, Ammoniak und Stickoxide) vom Stickstoffüberschuss im Anbausystem abweichen kann, und setzt diese Größen in Relation zur Stickstoffmenge, die mit Düngern ins Pflanzenbausystem eingebracht wird.

Die Stickstoffmenge aus der Emissionsmodellierung und der Stickstoffinput via Dünger wurden entsprechenden Ökobilanzinventaren in der ecoinvent-Datenbank¹, Version 3^[10], entnommen. Die berechneten Überschussmengen in der Tabelle leiten sich in erster Linie aus dem in der Pflanzenbiomasse eingebauten Stickstoff ab. Davon ausgehend lässt sich abschätzen, wie viel Stickstoff der Pflanze mindestens zur Verfügung stehen musste, um den ausgewiesenen Ertrag zu erzielen. Die Differenz zwischen dem zur Verfügung stehenden Stickstoff aus Düngern, Boden und Deposition aus der Luft und dem in der Pflanzenbiomasse eingebauten Stickstoff ergibt den Überschuss. Da in den Emissionsmodellen auch langfristige Stickstoffemissionen miteingerechnet werden, muss für einen Vergleich zum so ermittelten Stickstoffüberschuss auch noch die Menge Stickstoff dazugerechnet werden, die langfristig als Emissionen aus dem Stickstoff in den Ernterückständen und dem durch organische Düngung aufgebauten Stickstoffpool im Boden verloren gehen kann. Natürlich sind der für den Aufbau der Pflanzenbiomasse notwendige Stickstoffüberschuss und die Menge an Stickstoff aus langfristigen Folgeemissionen auch nur geschätzte Werte und entsprechend mit

¹ Die ecoinvent Datenank stellt für Tausende von Produkten Inventardaten zu Verfügung, die für die Berechnung von Ökobilanzen beigezogen werden können. Unter anderem sind auch Daten zu einer Vielzahl von landwirtschaftlichen Prozessen und Produkten hinterlegt. www.ecoinvent.org

Tab. 1. Relative Abweichung der in den Ökobilanzinventaren (ecoinvent 3; Wernet et al., 2016^[10]) ausgewiesenen Stickstoffmenge aus der Emissionsberechnung der überschüssigen Stickstoffmenge in den jeweiligen Pflanzenbausystemen²

	Weizen Bio	Weizen Konv.	Gerste Bio	Gerste Konv.	Soja Bio	Soja Konv.	Kart. Bio	Kart. Konv.
Stickstoffinput über Dünger gemäss ecoinvent 3 Inventar (kg N/ha)	114	146	93	126	20	27	83	118
Stickstoffmenge aus der Emissionsmodellierung in ecoinvent 3 Inventaren (kg N/ha)	111	78	98	81	26	28	46	52
Auf Basis der Stickstoffaufnahme der Kulturpflanze berechnete Überschussmenge (kg N/ha)	72	82	58	68	75	79	120	134
Abweichung der Emissionsmodellierung in Prozent (Überschussmenge auf Basis Stickstoffaufnahme = 100% Basis) ²	54%	-5%	69%	19%	-65%	-65%	-62%	-61%

² positive Abweichung: die Stickstoffmengen aus der Emissionsberechnung sind höher als der im Pflanzenbausystem vorhandene Stickstoffüberschuss; negative Abweichung: die Stickstoffmengen aus der Emissionsberechnung sind tiefer als der im Pflanzenbausystem vorhandene Stickstoffüberschuss



Für Kartoffeln und Soja werden die Stickstoffemissionen in den untersuchten Ökobilanzinventaren stark unterschätzt – jedoch mit geringen Unterschieden zwischen dem biologischen und konventionellen Anbausystem.

Unsicherheiten behaftet. Trotzdem ist es möglich, auf diese Art und Weise die Grössenordnung der Abweichung der Stickstoffmenge aus der Emissionsmodellierung von den Überschussmengen aufzuzeigen.

Bis auf den Fall des konventionellen Weizens sind die relativen Abweichungen zwischen der Stickstoffmenge aus der Emissionsmodellierung in den Inventaren und den abgeschätzten Überschussmengen in der Tabelle 1 beträchtlich. Des Weiteren sind die Abweichungen zwischen den verschiedenen Kulturen und Anbausystemen (bio/konventionell) äusserst heterogen. Bei Soja und Kartoffeln werden die Stickstoffemissionen in den betrachteten Ökobilanzinventaren mit den angewendeten Emissionsmodellen massiv unterschätzt. Dafür ist der Unterschied zwischen dem biologischen und dem konventionellen Anbausystem bei diesen Kulturen nur gering. Bei den Getreideinventaren Winterweizen und Wintergerste weisen die Stickstoffmodelle in den Ökobilanzinventaren einerseits zu hohe Werte aus (Ausnahme: Weizen konventionell). Andererseits sind die Unterschiede zwischen biologischer und konventioneller Landwirtschaft innerhalb der einzelnen Getreidearten gross. Für Biogetreide weisen die Emissionsmodelle in den betrachteten Ökobilanzinventaren viel höhere Emissionswerte aus.

Ein Hauptgrund für das in Tabelle 1 aufgezeigte heterogene Bild dürfte in der unterschiedlichen Berücksichtigung von organischem Dünger (Gülle und Mist) und Mineraldünger in den Emissionsmodellen liegen, allen voran in der Nitratmodellierung. Bei Soja und Kartoffeln werden in den betrachteten Inventaren für biologischen und konventionellen Anbau ähnliche Stickstoffmengen aus organischem Dünger angenommen, deshalb ergeben sich hier auch keine nennenswerten Unterschiede zwischen den Anbausystemen. In den Getreideinventaren hingegen wird im konventionellen System nur wenig organischer Dünger, dafür zu Hauptsache Mineraldünger, ausgewiesen.

Betrachtet man zudem die in den Inventaren über die Emissionsmodelle ausgewiesenen absoluten Stickstoffmengen, so fällt auf, dass bei Weizen und Gerste unter biologischer Produktion deutlich höhere und bei Soja und Kartoffeln nur leicht geringere Stickstoffmengen pro Hektare verloren

gehen, obwohl der Stickstoffinput über den eingesetzten Dünger pro Hektare in den Bio-Systemen geringer ist als in den konventionellen. Dies dürfte daher kommen, dass die Modelle von deutlich höheren Verlusten bei organischer Düngung ausgehen als bei Mineraldünger. Bei Bio-Weizen beträgt die im Inventar ausgewiesene Menge Stickstoff, die via Emissionen verloren geht, 111 kg pro ha und Jahr, bei Bio-Gerste 98 kg pro ha und Jahr. Dem gegenüber steht ein in den Inventaren ausgewiesener Stickstoffinput via Dünger von 114 kg pro ha bei Bio-Weizen und 93 kg pro ha bei Bio-Gerste. Dies würde bedeuten, dass der Stickstoffinput aus der Düngung bei Weizen und Gerste praktisch zu 100% als Emissionen verloren gehen. Dies ist aber nicht realistisch, da die im Inventar ausgewiesenen Erträge damit nicht erwirtschaftet werden könnten.

Für eine abschliessende Erklärung der beobachteten Unterschiede bedarf es einer vertiefteren Analyse. Trotzdem können zusammenfassend folgende Schlussfolgerungen gezogen werden:

1. Die Modellierung von verlässlichen Stickstoffemissionswerten mit einfachen Modellen, wie sie in Ökobilanzinventaren von landwirtschaftlichen Produkten Verwendung finden, stösst an Grenzen.
2. Auf der Basis der heute in Ökobilanzinventaren breit angewendeten Stickstoffemissionsmodelle ist es schwierig, das Klimaerwärmungspotenzial, die Überdüngung und die Versauerung zwischen verschiedenen landwirtschaftlichen Produktionssystemen wie Bio und Konventionell klar zu differenzieren.

Einseitiger Fokus der produktbezogenen Betrachtungsperspektive auf Ökoeffizienz

Die produktbezogene Umweltbewertung (Abb. 5) fokussiert auf die Ökoeffizienz und bewertet damit einen ganz spezifischen Teil der ökologischen Nachhaltigkeit. So bringt der Produktebezug zum Ausdruck, wie stark die Umwelt für die Produktion einer bestimmten Produktmenge belastet wird. Ziel dieser Betrachtung ist es in erster Linie, jenes Produktionssystem zu identifizieren, welches eine Produkteinheit mit den geringsten Umweltauswirkungen produzieren kann. In diesem Produktionssystem liegt das optimalste Verhältnis zwischen Produktoutput und Umweltbelastung vor.



Bei intensiver Landwirtschaft kann die Belastung durch Nitrat, Pestizide und Erosion lokal sehr hoch sein. Gegebenenfalls werden die natürlichen Kapazitätsgrenzen lokal überschritten.

Für landwirtschaftliche Erzeugnisse kann das optimale Verhältnis zwischen Produktoutput und Umweltbelastung grundsätzlich sowohl in einem intensiven als auch in einem extensiven landwirtschaftlichen Produktionssystem erreicht werden (siehe Beispiel Milchproduktion). In der von Wolff et al. [11] angestellten vergleichenden Ökobilanz von intensiven kraftfutterbasierten Rindfleischproduktionssystemen und extensiverer graslandbasierter Weidemast (alle innerhalb der konventionellen Landwirtschaft) zeigten dagegen die intensiven Produktionssysteme für die meisten Wirkungskategorien die höchste Ökoeffizienz. Ein analoges Bild zeigt auch das oben skizzierte Beispiel der Klimabilanz in der Rindfleischproduktion (Abb. 4, Seite 6). Basierend auf diesen Ergebnissen liegt der Schluss nahe, dass Rindfleisch über intensive kraftfutterbasierte Produktionssysteme umweltfreundlicher ist.

Im Gegensatz dazu zeigt eine steigende Zahl von Studien allerdings, dass gerade diese intensiven Tierproduktionssysteme die Hauptursache für den hohen Stickstoffüberschuss und die damit verbundenen Umweltprobleme in der Schweiz, in Europa sowie weltweit sind [8] [12] [13]. Da die Produktion landwirtschaftlicher Erzeugnisse grossflächig erfolgt, hat die Intensität der landwirtschaftlichen Produktion auf der beanspruchten Landfläche einen entschei-

denden Einfluss auf die Umweltbelastung. Eine geringe Umweltbelastung pro Kilogramm Produkt heisst deshalb nicht a priori, dass dieses Produkt auch tatsächlich umweltfreundlich produziert wurde. Aufgrund der Intensität des Produktionssystems kann insbesondere die Umweltbelastung am Ort der Produktion sehr hoch sein. So treten hohe Umweltbelastungen vor allem in Regionen mit intensiver Landwirtschaft auf. In Regionen mit intensiver Tierproduktion zum Beispiel werden Nitratgrenzwerte im Grundwasser häufig überschritten. Zudem kann in halbnatürlichen Habitaten eine zunehmende Überdüngung festgestellt werden. In Gewässern finden sich Pestizidrückstände, und es werden pro Flächeneinheit hohe Mengen an Klimagasen emittiert.

Die Umweltbelastung durch eine zu intensive Landwirtschaft kann so hoch sein, dass die natürlichen Belastungsgrenzen der Umwelt überschritten werden und eine langfristig nachhaltige landwirtschaftliche Produktion am entsprechenden Standort unmöglich wird. Betrachtet man in der Beurteilung der ökologischen Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Erzeugnisse einzig die Umweltbelastung pro Produktmenge, wird die lokale Umweltbelastung oder insgesamt das Überschreiten natürlicher Kapazitätsgrenzen demnach nicht sichtbar. Wenn produktbe-

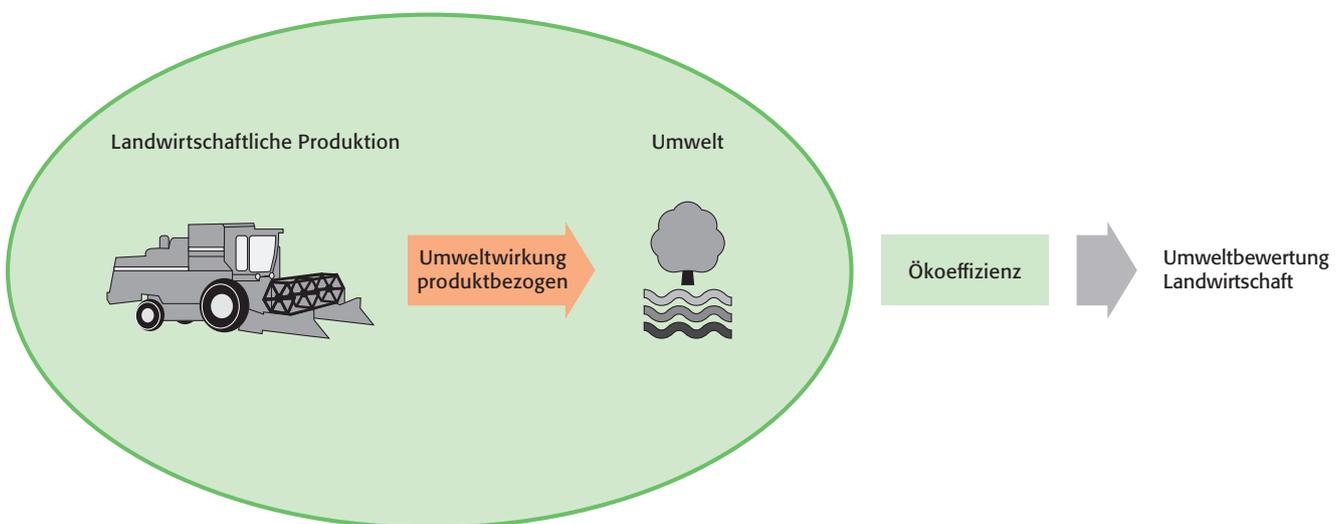


Abb. 5: Konzept der produktbezogenen Ökobilanzierung. Die Umweltwirkung der landwirtschaftlichen Produktion wird in Bezug zur Menge gestellt, die auf einer Fläche produziert wird. Der lokale Kontext des Produktionsstandortes wird nicht berücksichtigt.



Intensive landwirtschaftliche Produktion (links) überschreitet manchmal sichtbar die natürlichen Belastungsgrenzen des Standorts. Standortgerechte landwirtschaftliche Produktion hingegen orientiert sich an der ökologischen Belastbarkeit des Standorts und den lokal vorhandenen Ressourcen.

zogene Ökobilanzen von Lebensmitteln aus intensiver Landwirtschaft zum Schluss kommen, dass eine hohe Ökoeffizienz gegeben ist, geht daraus nicht hervor, dass gegebenenfalls mit der intensiven Produktion auch ein langfristiger Verlust an Bodenfruchtbarkeit einhergeht als Folge des Verlusts von Kohlenstoff im Boden oder durch Versalzung aufgrund einer zu intensiven Bewässerung. Eine ausschließlich produktbezogene Umweltbewertung greift daher zu kurz und erlaubt keine abschließende Beurteilung der ökologischen Nachhaltigkeit von landwirtschaftlichen Produkten.

Berücksichtigung der natürlichen lokalen Belastungs- und Ressourcengrenzen

Neben der Ökoeffizienz eines Produktes müsste zusätzlich mindestens beurteilt werden, ob dessen Produktion am betreffenden Standort auch innerhalb der natürlichen Belastungs- und Ressourcengrenzen erfolgt, oder ob die Umweltbelastung am Standort zu hoch ist (Abb. 6). Die lokalen Belastungs- und Ressourcengrenzen, die sich aus regionalen Standortfaktoren wie der Empfindlichkeit von Ökosystemen, Wasserreserven, Bodeneigenschaften

und klimatischen Gegebenheiten ergeben, werden heute in Ökobilanzen immer noch zu wenig berücksichtigt. Im Zusammenhang mit der Nachhaltigkeitsbeurteilung landwirtschaftlicher Erzeugnisse sind regionale Standortfaktoren aber entscheidend. Sie geben vor, wie intensiv an einem bestimmten Standort nachhaltig produziert werden kann.

Auf marginalen Alpweiden zum Beispiel ist Rindfleischproduktion aus Mutterkuhhaltung durchaus eine standortgerechte landwirtschaftliche Produktion, die eine nachhaltige Nutzung des alpinen Dauergrünlandes erlaubt. Verglichen mit Rindfleisch aus kraftfutterbasierter Stallhaltung, in welcher in der Regel die überschüssigen Kälber aus der Milchproduktion ausgemästet werden, kann ein Kilogramm Rindfleisch aus alpiner Mutterkuhhaltung bezüglich Ökoeffizienz für zahlreiche Umweltwirkungskategorien in keiner Weise mithalten^{[9][14]}. In der Mutterkuhhaltung werden dem Rindfleisch neben den Emissionen des Kalbes auch die des Muttertieres angelastet. Basierend auf der besseren Ökoeffizienz nun aber eine kraftfutterbasierte Rindfleischproduktion für alpine Regionen zu propagieren, kann standortbedingt keine nachhaltige Produktion sein.

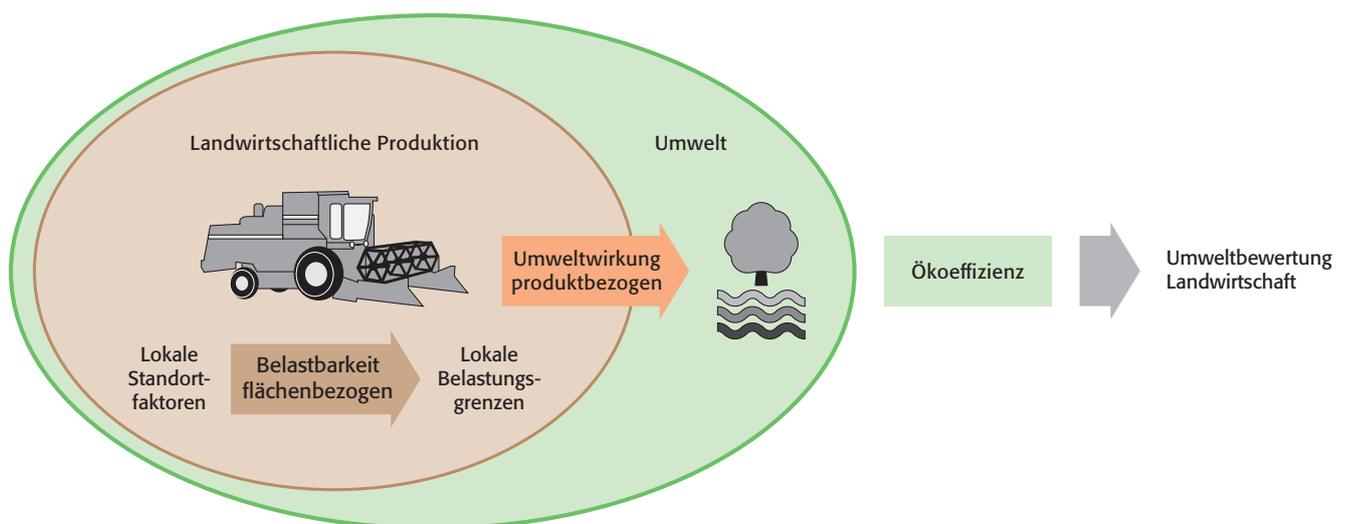


Abb. 6: Beurteilung der ökologischen Nachhaltigkeit von landwirtschaftlichen Produkten unter Berücksichtigung der natürlichen lokalen Belastungs- und Ressourcengrenzen. Die Ermittlung der Belastungsgrenze eines Standorts erfolgt flächenbezogen, ausgedrückt zum Beispiel als maximaler Stickstoffinput pro Hektare. In der produktbezogenen Umweltbewertung wird abgeglichen, ob die Produktion innerhalb dieser Grenzen erfolgt.



Insbesondere Biodiversität und Bodenqualität sind Umweltbereiche, die in Ökobilanzen unter Berücksichtigung der lokalen Standortgegebenheiten bewertet werden müssten und die typischerweise eine lokale Belastungsgrenze aufweisen.

Eine stärkere Regionalisierung in Ökobilanzen landwirtschaftlicher Produkte würde es erlauben, lokale Standortfaktoren wie die Empfindlichkeit von Ökosystemen oder das Vorhandensein von Grundwasserreserven in die Umweltbewertung zu integrieren. Basierend auf den Standortfaktoren könnten lokale Belastungsgrenzen definiert werden, die in der Flächennutzung nicht überschritten werden sollten. Innerhalb dieser Belastungsgrenzen könnte dann jenes Produktionssystem identifiziert werden, welches die beste Ökoeffizienz aufweist. Eine auf diese Weise erweiterte Bewertungsperspektive würde es auch vereinfachen, zusätzliche Wirkungskategorien wie Biodiversität und Bodenqualität in die Bewertung zu integrieren.

Auswirkungen auf Biodiversität und Bodenqualität hängen sehr stark von den regionalen Standortfaktoren ab und können eigentlich nur über eine regionalisierte Betrachtung zielführend bewertet werden. Ein weiterer Vorteil einer stärkeren Regionalisierung der Umweltbewertung ist, dass Zielkonflikte zwischen der landwirtschaftlichen Produktion und anderen Zielgrößen wie der Erhaltung halbnatürlicher Habitate transparent gemacht werden können.

Schlussfolgerungen für die Umweltbewertung landwirtschaftlicher Produkte mittels Ökobilanzen

Landwirtschaftliche Produktionssysteme, die nachhaltiger mit der Umwelt umgehen und dennoch genügend Nahrung produzieren, sind dringend gefragt. Die Beantwortung der Frage, welche landwirtschaftlichen Produktionssysteme in Bezug auf die Umwelt nachhaltiger sind, verlangt nach aussagekräftigen Umweltbewertungsinstrumenten. Die Ökobilanz steht dabei an erster Stelle.

Damit Ökobilanzen für die Umweltbewertung landwirtschaftlicher Produkte aus verschiedenen Produktionssystemen zielführend eingesetzt werden können, sind substantielle Erweiterungen der Methode auf verschiedenen Ebenen notwendig:

1. Modelle, die innerhalb von Ökobilanzen zur Abschätzung von Emissionen aus der Landwirtschaft verwendet werden, müssen in der Lage sein, verschiedene landwirtschaftliche Produktionssysteme trennscharf zu differen-

zieren. Speziell im Bereich der Modellierung von reaktiven Stickstoffemissionen ist die Trennschärfe zwischen verschiedenen Produktionssystemen wie biologischer und konventioneller Landwirtschaft noch nicht gegeben.

2. Die Umweltbewertung landwirtschaftlicher Lebensmittel muss in Ökobilanzen stärker regionalisiert werden, damit lokale Standortfaktoren in die Bewertung integriert werden können. Dies ist vor allem für eine differenzierte Bewertung der Wirkung der landwirtschaftlichen Produktion auf die Biodiversität und die Bodenqualität, aber auch auf das Klima und die Überdüngung wichtig.
3. Die auf Ökoeffizienz ausgerichtete Bewertung landwirtschaftlicher Produkte in Ökobilanzen und die darauf basierende Umweltbewertung landwirtschaftlicher Produktionssysteme muss grundsätzlich überdenkt werden. Aufgrund des Produktbezugs wird nicht sichtbar, ob ein Produktionssystem an dem Ort, wo es betrieben wird, auch tatsächlich umweltfreundlich ist.
4. Das Funktionieren und die Erhaltung von Ökosystemen können durch eine zu intensive Landwirtschaft langfristig beeinträchtigt werden. Eine Überbeanspruchung lokaler Umweltressourcen durch eine zu hohe Produktionsintensität muss in der Bewertung zum Ausdruck kommen. In Kombination mit der unter Punkt 2 geforderten stärkeren Regionalisierung können lokale Kapazitätsgrenzen definiert werden, welche die maximal tragbare Produktionsintensität festlegen.

Die Integration lokaler Standortfaktoren in Ökobilanzen zur Bewertung landwirtschaftlicher Produkte würde auch erlauben, Ökobilanzresultate stärker als Instrument zur räumlichen Planung einzusetzen. Damit würden Ökobilanzen einen wichtigen Beitrag zur Ausarbeitung regional differenzierter Handlungsansätze für eine nachhaltige Lebensmittelproduktion leisten. Zielkonflikte um lokale und globale Ressourcen müssen transparent gemacht werden. Daraus wird auch ersichtlich, wie viele Lebensmittel unter den vorhandenen Ressourcen überhaupt produziert werden können. Dies wiederum sind notwendige Informationen, um den Lebensmittelkonsum in eine nachhaltigere Richtung zu steuern.



Die Integration lokaler Standortfaktoren in Ökobilanzen zur Bewertung landwirtschaftlicher Produkte würde erlauben, Ökobilanzresultate stärker als Instrument zur räumlichen Planung einzusetzen und die Produktionsziele der Landwirtschaft mit gesellschaftlichen Schutzziele wie Biodiversität, Gewässerschutz und Grundwasserschutz abzugleichen.

Literatur

- [1] Meier, M.S., Stoessel, F., Jungbluth, N., Juraske, R., Schader, C., Stolze, M. (2015): Environmental impacts of organic and conventional agricultural products – Are the differences captured by life cycle assessment? *Journal of Environmental Management* 149, 193-208.
- [2] Vogel, B. (2015): Migros stellt die Bio-Frage. *Tages Anzeiger*. TA Media AG, Zürich.
- [3] Gomiero, T., Pimentel, D., Paoletti, M.G. (2011a): Environmental Impact of Different Agricultural Management Practices: Conventional vs. Organic Agriculture. *Critical Reviews in Plant Sciences* 30, 95-124.
- [4] 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* 51, 746-755.
- [5] Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W.W., Emmerson, M., Morales, M.B., Ceryngier, P., Liira, J., Tschamtko, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L.W., Dennis, C., Palmer, C., Oñate, J.J., Guerrero, I., Hawro, V., Aavik, T., Thies, C., Flohre, A., Hänke, S., Fischer, C., Goedhart, P.W., Inchausti, P. (2010). Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology* 11, 97-105.
- [6] Lachat, T., Blaser, F., Bösch, R., Bonnard, L., Gimmi, U., A., G., Roulier, C., Sirena, G., Stöcklin, J., Volkart, G. (2010): Ist die Talsohle erreicht? in: *Der Wandel der Biodiversität in der Schweiz seit 1900*. Haupt Verlag, Bern, pp. 23-63.
- [7] Gomiero, T., Pimentel, D., Paoletti, M.G. (2011b): Is There a Need for a More Sustainable Agriculture? *Critical Reviews in Plant Sciences* 30, 6-23.
- [8] Jan, P., Calabrese, C., Lips, M. (2013): Bestimmungsfaktoren des Stickstoff-Überschusses auf Betriebsebene. Teil 1: Analyse auf gesamtbetrieblicher Ebene. Abschlussbericht zuhanden des Bundesamts für Landwirtschaft BLW. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Ettenhausen, pp. 1-82.
- [9] Meier, M., Böhler, D., Hörtenhuber, S., Leiber, F., Meili, E., Oehen, B. (2014): Nachhaltigkeitsbeurteilung von Schweizer Rindfleischproduktionssystemen verschiedener Intensität. *Forschungsinstitut für biologischen Landbau FiBL, Frick, Schweiz*, p. 82.
- [10] Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., Weidema, B. (2016): The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 22, 1218-1230.
- [11] Wolff, V., Alig, M., Nemecek, T., Gaillard, G. (2016): Ökobilanz verschiedener Fleischprodukte. Geflügel-, Schweine- und Rindfleisch. *Agroscope, Zürich, Reckenholz*, p. 51.
- [12] Bouwman, L., Goldewijk, K.K., Van Der Hoek, K.W., Beusen, A.H.W., Van Vuuren, D.P., Willems, J., Rufino, M.C., Stehfest, E. (2013): Exploring global changes in nitrogen and phosphorus cycles in agriculture induced by livestock production over the 1900-2050 period. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110, 20882-20887.
- [13] Westhoek, H., Lesschen, J.P., Rood, T., Wagner, S., De Marco, A., Murphy-Bokern, D., Leip, A., van Grinsven, H., Sutton, M.A., Oenema, O. (2014): Food choices, health and environment: Effects of cutting Europe's meat and dairy intake. *Global Environmental Change* 26, 196-205.
- [14] Alig, M., Grandl, F., Mieleitner, J., Nemecek, T., Gaillard, G. (2012): Ökobilanz von Rind-, Schweine- und Geflügelfleisch. *Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich*, p. 151.

Impressum

Herausgeber:

FiBL, Forschungsinstitut für biologischen Landbau
Ackerstrasse 113, Postfach 219, 5070 Frick, Schweiz
Tel. +41 (0)62 8657-272, Fax -273
info.suisse@fibl.org, www.fibl.org

FiBL, Forschungsinstitut für biologischen Landbau
Doblhoffgasse 7/10, 1010 Wien, Österreich
Tel. +43 1 9076313, Fax +43 1 9076313-20
info.oesterreich@fibl.org, www.fibl.org

Autoren: Matthias Meier (FiBL Schweiz), Stefan Hörtenhuber (FiBL Österreich), Christian Schader (FiBL Schweiz) und Matthias Stolze (FiBL Schweiz)

Redaktion: Gilles Weidmann (FiBL Schweiz)

Gestaltung: Brigitta Maurer (FiBL Schweiz)

Bildnachweis: Thomas Alföldi (FiBL Schweiz): Seite 1, 2 (1, 2, 4), 4 (2), 5 (2, 3), 7, 8 (2), 9, 11 (2); Hansueli Dierauer (FiBL Schweiz): S. 8 (1); Fotolia: S. 2 (3); 6 (1); Mattias Klais (FiBL Schweiz): S. 3 (2); Maïke Krauss (FiBL Schweiz): S. 5 (1); Pixabay: S. 10 (1), 12; Lukas Pfiffner (FiBL Schweiz): S. 11 (1); Bernhard Speiser (FiBL Schweiz): S. 3 (1); Franz Josef Steiner (FiBL Schweiz): S. 6 (2, 3), 10 (2); Thomas Stephan © BLE, Bonn: S. 4 (1)

FiBL-Best. Nr. 1010

ISBN PDF 978-3-03736-047-7

© FiBL 2017

Das Faktenblatt steht auf shop.fibl.org zum kostenlosen Download zur Verfügung.

Zitiervorschlag: Meier, M., Hörtenhuber, S., Schader, C., Stolze, M. (2017): *Biolandbau und Nachhaltigkeit: Ökobilanzierung biologischer Lebensmittel*. FiBL Faktenblatt. Forschungsinstitut für biologischen Landbau, Frick, Wien. www.fibl.org

Die Erstellung dieses Faktenblattes erfolgte mit finanzieller Unterstützung des Coop Fonds für Nachhaltigkeit.

Der Coop Fonds für Nachhaltigkeit unterstützt dieses Projekt.

