

Integration von Ökologie und Bioökonomie am Beispiel von Agrarumweltmaßnahmen

Philipp Mennig und Johannes Sauer

Zusammenfassung

Das Konzept der Bioökonomie gilt als wichtiger Baustein des Übergangs zu einer nachhaltigeren Wirtschaftsweise. Primär charakterisiert durch die Hinwendung zu natürlich nachwachsenden Rohstoffen und deren effizienter, innovativer Nutzung, orientiert es sich an Kreisläufen der Natur und knüpft den Ressourcenverbrauch an den Erhalt einer funktionsfähigen Umwelt. Während bereits zu beobachten ist, wie erdölbasierte Produkte durch biologische Alternativen ersetzt werden, stellt die durch die Gewinnung natürlicher Ressourcen insbesondere im landwirtschaftlichen Produktionsprozess entstehende Umweltbelastung nach wie vor ein Problem dar und konterkariert den Nachhaltigkeitsgedanken der Bioökonomie. Aus ökonomischer Sicht ist Marktversagen ursächlich für übermäßige Beeinträchtigungen der natürlichen Umwelt. Als zur Korrektur dienende Instrumente sind seit den frühen 1990er-Jahren u.a. Agrarumweltmaßnahmen fester Bestandteil der europäischen Agrarpolitik. Die Tatsache, dass agrarbedingte Umweltbelastungen nach wie vor besorgniserregende Ausmaße annehmen, lässt allerdings Zweifel an der Wirksamkeit der Maßnahmen aufkommen. Eine mangelhafte Umsetzung der den Maßnahmen zugrunde liegenden ökonomischen Theorie kann als mögliche Ursache für die mangelnde Effektivität vermutet werden. Im vorliegenden Beitrag wird dieser These nachgegangen. Tatsächlich offenbart ein genauer Blick auf Theorie und Maßnahmenimplementierung Nachbesserungsbedarf.

Summary

The integration of ecology and bioeconomy – agri-environment measures as an example

The bioeconomy concept is considered an important element in the transition to a more sustainable future. Primarily characterized by its special emphasis on renewable resources and their efficient, innovative use, it is also oriented towards natural cycles and links resource use to environmental conservation. While petroleum-based products are already gradually being replaced by biological alternatives, the environmental burdens of the agricultural production process that generates these alternatives remain problematic and counteract the bioeconomic idea of sustainability. From an economic point of view, market failure is the cause of excessive environmental pollution. In order to counter environmental degradation resulting from market failure, agri-environment measures were introduced as an integral part of the European agricultural policy in the early 1990s. However, the fact that agriculture still puts tremendous pressure on the environment casts doubt on the effectiveness of the introduced measures. A poor implementation of the economic theory underlying the measures may explain their lack of effectiveness. This contribution examines this hypothesis and concludes that a close look at the theory and its implementation reveals a need for adjustments.

✉ Prof. Dr. Johannes Sauer, Philipp Mennig M.Sc., Technische Universität München, Lehrstuhl für Produktions- und Ressourcenökonomie, Alte Akademie 14, 85354 Freising; jo.sauer@tum.de, philipp.mennig@tum.de.

Einführung

Wohl kaum ein Konzept hat sich in den vergangenen Jahren in Wirtschaft, Politik und Wissenschaft einer derartigen Beliebtheit erfreut wie jenes der Bioökonomie. Wo Unternehmer neue Geschäftsfelder entdecken, preisen Vertreter der politischen Klasse die besonders nachhaltige Form des Wirtschaftens, die das Konzept beschreibt, entwerfen Politikstrategien und stellen Forschungsgelder bereit, mit denen die Wissenschaft an biobasierten Innovationen feilt. Alle Akteure eint der Grundgedanke, biologische Ressourcen wie Pflanzen, Tiere und Mikroorganismen effizient zu nutzen. Der Bioökonomierat der Bundesregierung beschreibt die Bioökonomie von dieser Idee ausgehend als »die Erzeugung und Nutzung biologischer Ressourcen (auch Wissen), um Produkte, Verfahren und Dienstleistungen in allen wirtschaftlichen Sektoren im Rahmen eines zukunftsfähigen Wirtschaftssystems bereitzustellen« (Bioökonomierat 2019). Zweierlei Aspekte treten bei genauerer Betrachtung dieser Definition zutage. Zum einen ist die Bioökonomie keine Entdeckung des 21. Jahrhunderts. Vielmehr ist sie so alt wie die Menschheit selbst. Fast zwei Millionen Jahre lang lebten Menschen im Wesentlichen von Rohstoffen, die Pflanzen, Tiere und Mikroorganismen ihnen schenkten, ehe in der Industriellen Revolution und dem beginnenden Erdölzeitalter fossile Rohstoffe biobasierte vielfach ersetzten. Zum anderen verdeutlicht die Definition des Bioökonomierats die zentrale Rolle biologischer Ressourcen und rückt somit Land-, Forstwirtschaft und Fischerei als Bereitsteller von Biomasse ins Zentrum des Interesses.

Einerseits Eckpfeiler des Konzepts der Bioökonomie, veranschaulichen die Land- und Forstwirtschaft gleichzeitig, dass biobasiertes Wirtschaften mit natürlich nachwachsenden Rohstoffen nicht per se nachhaltiges Wirtschaften bedeutet. Die Erkenntnis, dass (intensive) Landwirtschaft negative Umweltwirkungen nach sich zieht und ökologische Nachhaltigkeit somit ein fernes Ziel bleibt, reifte nicht erst in jüngster Zeit (Foley et al. 2005). Als Antwort auf die sich zunehmend verschlechternde Umweltsituation wurden in Europa Ende der 1980er-Jahre basierend auf ökonomischer Theorie Agrarumweltmaßnahmen (AUM) eingeführt – ein Mittel zur Integration von Ökologie und (Bio)ökonomie. Rund 30 Jahre später zeichnet sich ein Bild, das Zweifel an

der Wirksamkeit der Maßnahmen aufkommen lässt. Der alarmierende Rückgang der Biodiversität in Europa oder konstant hohe Nitratwerte im Grundwasser seien als Beispiele genannt. Warum jedoch treten die gewünschten Effekte der Maßnahmen nicht ein? Die theoretischen Grundlagen umweltpolitischer Instrumente, zu ebenjenen zählen Agrarumweltmaßnahmen, sprechen eine eindeutige Sprache: Positive Umwelteffekte sind bei korrekter Umsetzung zu erwarten. Die Vermutung liegt daher nahe, dass die Realisierung der zugrunde liegenden ökonomischen Theorie nicht entspricht. Diese Hypothese wird im folgenden Beitrag untersucht. Dargelegt werden dabei ökonomische Überlegungen, die ausführen, wie die Integration von Ökologie und Ökonomie gelingen kann.

Agrarumweltmaßnahmen in der EU

Als die Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) als erster gemeinsamer Politikbereich der Europäischen Wirtschaftsgemeinschaft, der späteren Europäischen Union, im Jahr 1962 aus der Taufe gehoben wurde, waren Umweltfragen von untergeordneter Bedeutung. Hunger und Nahrungsmittelknappheit im Europa der Nachkriegsjahre prägten die anfänglichen und primären Ziele der GAP; diese lauteten Produktivitätssteigerung und Sicherung landwirtschaftlicher Einkommen. Rasch führte die GAP zum erwünschten Ergebnis, die Versorgung mit Nahrungsmitteln konnte sichergestellt werden. In späteren Jahren resultierte die üppige Mengenförderung als zentrales Instrument der GAP gar in beträchtlicher Überproduktion. Möglich wurde die erhebliche Steigerung der Produktion durch die Mechanisierung von Arbeitsgängen, Flurbereinigungen und den vermehrten Einsatz von Pflanzenschutz- und mineralischen Düngemitteln. Die Belastung der Umwelt durch die Intensivierung landwirtschaftlicher Erzeugung wurde erst nach und nach offenkundig und Teil der gesellschaftlichen Debatte. Mit dem wachsenden Umweltbewusstsein in den 1970er- und 1980er-Jahren (vgl. Haber 2019 in diesem Band) jedoch wurden Forderungen nach der Integration von Umweltbelangen in die GAP lauter. Die agrarpolitischen Entscheidungsträger reagierten in den späten 1980er-Jahren u. a. mit der Einführung von Agrarumweltmaßnahmen als integralem Bestandteil der GAP, wobei die Anwendung der Maßnahmen für die Mitglied-

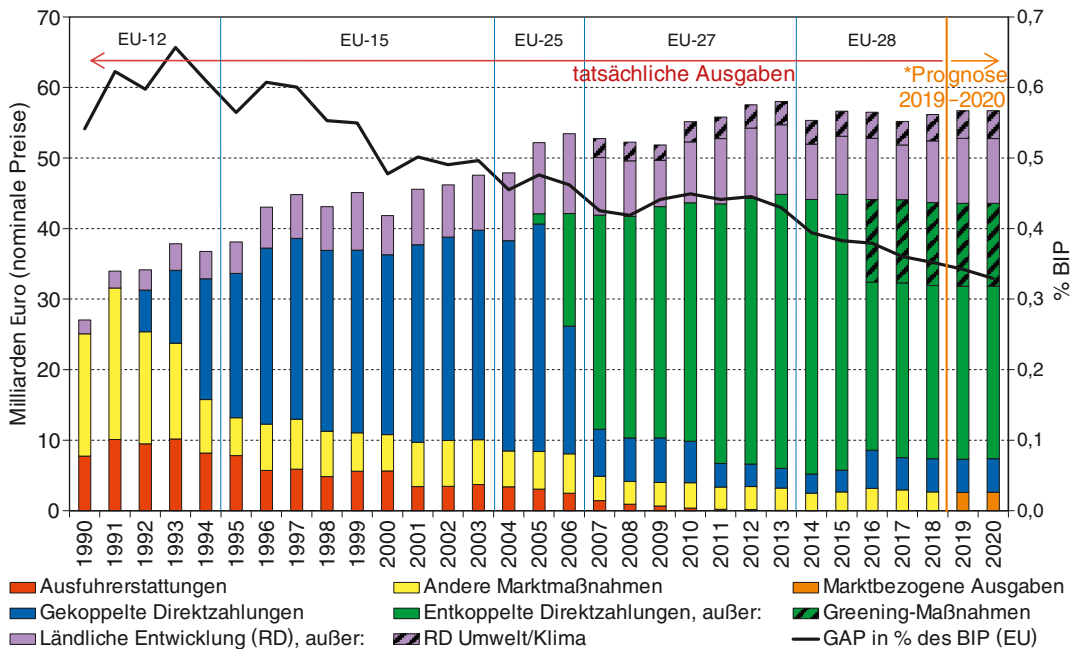


Abb. 1. Entwicklung des Budgets der Gemeinsamen Agrarpolitik, 1990–2020; finanzielle Mittel der (späteren) zweiten Säule in lila. BIP: Bruttoinlandsprodukt, GAP: Gemeinsame Agrarpolitik. – EC 2019, übersetzt.

* 2019: Haushalt; 2020: gemäß Haushaltsentwurf, gekoppelte Direktzahlungen inkl. Zahlungskomponente für POSEI/SAI und Anhang I der EU-Verordnung 1305/2013.

Datengrundlage: GAP-Ausgaben der letzten Jahre: Europäische Kommission, Generaldirektion Landwirtschaft und ländliche Entwicklung (Financial Report). BIP: Eurostat und Global Insight.

staaten erst ab 1992 verpflichtend wurde. Sie bieten Landwirten bei freiwilliger Teilnahme für einen Verpflichtungszeitraum von fünf Jahren Zahlungen für vorgegebene Bewirtschaftungsweisen, die dem Schutz natürlicher Ressourcen sowie dem Erhalt der Kulturlandschaft dienen.

In der derzeitigen, seit der Agenda 2000 bestehenden Zwei-Säulen-Struktur der GAP nehmen Agrarumweltmaßnahmen einen Platz in der zweiten Säule ein. Während die erste Säule Direktzahlungen an die Landwirte je Hektar landwirtschaftlicher Fläche beinhaltet, umfasst die zweite Säule gezielte Förderprogramme für die nachhaltige und umweltschonende Bewirtschaftung und die ländliche Entwicklung. Die genaue Ausgestaltung der Fördermaßnahmen der zweiten Säule obliegt den Mitgliedstaaten bzw. den einzelnen Regionen. Wie Abbildung 1 zeigt, liegt das Finanzvolumen der ersten Säule, zu der sich die roten, gelben, blauen, grünen und orangefarbenen Balken summieren (zugehörige Ausgabenarten vor der Agenda-2000-Reform entsprechen rückblickend der erst später ge-

schaffenen ersten Säule), deutlich über jenem der zweiten Säule (lila). In der aktuellen wie auch in der vorangegangenen EU-Förderperiode ist allerdings eine leichte Mittelverschiebung zugunsten der zweiten Säule zu beobachten. Durch diesen Trend standen zuletzt und stehen bis 2020 für Agrarumweltmaßnahmen und Ausgleichszulagen für naturbedingt benachteiligte Gebiete, deren Finanzanteil mindestens 30 Prozent des Budgets der zweiten Säule auszumachen hat, mehr Fördermittel zur Verfügung.

In der Förderperiode 2014–2020 beläuft sich das Budget der zweiten Säule auf 95,6 Milliarden Euro. Für die erste Säule sind 408,3 Milliarden Euro veranschlagt. Die EU-Fördermittel für die ländliche Entwicklung werden durch nationale und regionale Mittel ergänzt, sodass die tatsächlichen Ausgaben über 95,6 Milliarden Euro liegen.

In Brüssel betonen Agrarkommissare und Vertreter des Bauernstands seit einigen Jahren die neben den spezifischen Zielen der GAP geltenden, in Artikel 11 des Vertrags über die Arbeitsweise

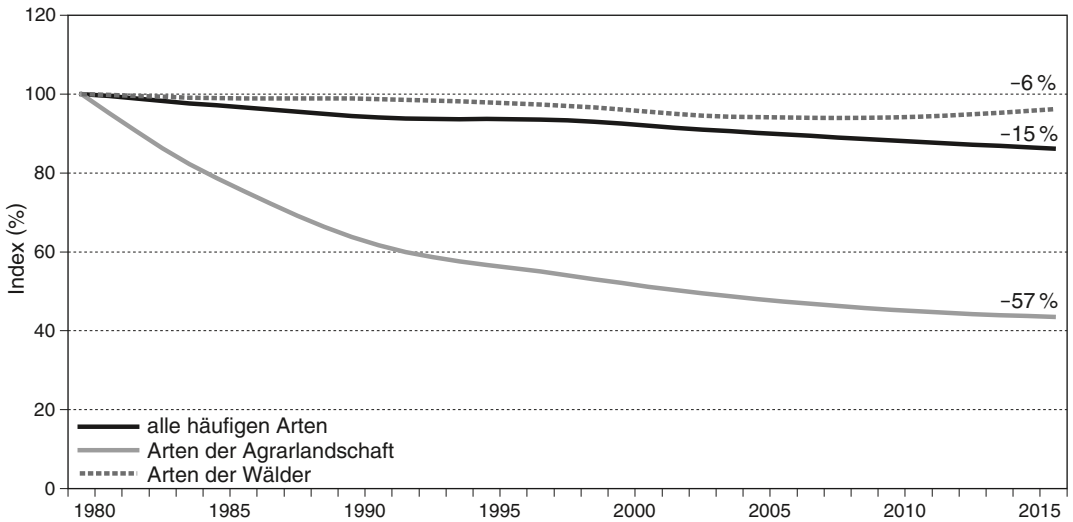


Abb. 2. Bestandsentwicklung typischer Vogelarten in Europa (EU-28 ohne Kroatien und Malta) 1980–2016 und Entwicklung der Wald- und Agrarlandarten. – Nach Daten von EBCC/BirdLife/RSPB/CSO; PECBMS 2019, CC BY-NC 4.0.

der Europäischen Union festgelegten Nachhaltigkeitsziele der Unionspolitiken und beziehen diese auf die Ausgestaltung der Agrarpolitik. Als Erfolg verbucht werden im Hinblick auf die Verringerung der Umweltbelastung durch die Landwirtschaft das steigende Budget der zweiten Säule sowie die Cross-Compliance- und Greening-Bestimmungen der ersten Säule, die den Erhalt von Direktzahlungen an die Erfüllung bestimmter Standards in den Bereichen Umweltschutz, Lebensmittel- und Futtermittelsicherheit sowie Tiergesundheit und Tierschutz knüpfen. Mit Erkenntnissen aus der Wissenschaft deckt sich diese Erfolgsauffassung jedoch nur bedingt. Weder durch Cross-Compliance noch durch die Greening-Auflagen werden nennenswerte positive Umweltwirkungen erzielt (Söderberg 2011, Gocht et al. 2017, Solazzo et al. 2016, Cortignani & Dono 2018). Übrig bleiben daher Agrarumweltmaßnahmen als Mittel zur Verringerung des ökologischen Fußabdrucks der Landwirtschaft. Extensivierung oder integrierte landwirtschaftliche Betriebsführung, beides Beispiele für Verpflichtungen im Rahmen der nationalen oder regionalen Agrarumweltregelungen, verbessern die Umweltbilanz nachweislich. Demnach ist durch die Ausgaben für Maßnahmen der zweiten Säule und vor allem durch deren allmähliche absolute wie relative Erhöhung seit dem Jahr

2000 ein positiver Umwelteffekt zu erwarten. Ein Blick auf ausgewählte Umweltindikatoren zeigt jedoch, dass dieser nicht eingetreten ist.

Insbesondere durch die Landwirtschaft hervorgerufene Veränderungen der Landschaften führten in den vergangenen Jahrzehnten zu einem Qualitäts- und Flächenverlust bedeutender Lebensräume. Betroffen davon sind Tier- und Pflanzenarten, die auf diese Lebensräume angewiesen sind. Deren Vielfalt litt in erheblichem Maße. Stellvertretend zeigt sich dies an den Beständen ausgewählter Vogelarten (Abb. 2, PECBMS 2019). Der Bestandswert europäischer Agrarlandarten hat sich seit 1980 trotz Agrarumweltförderung mehr als halbiert. Ein ähnliches, wenngleich im Ausmaß etwas weniger dramatisches Bild zeigt sich beim Thema Wasserschutz. Aller Bemühungen zur Verringerung von Stickstoffeinträgen und höherer Agrarumweltausgaben zum Trotz hat sich die Belastung des europäischen Grundwassers mit Nitrat im Betrachtungszeitraum 2000–2015 nicht signifikant verändert (Abb. 3, EUROSTAT 2019). Der europaweit gültige Grenzwert von 50 mg/L wird gar an 13 % aller langjährig beobachteten europäischen Messstellen überschritten (EC 2018). Nur vereinzelt deuten Umweltindikatoren auf eine positive Entwicklung hin. Der Ausstoß der Treibhausgase Methan und Lachgas im

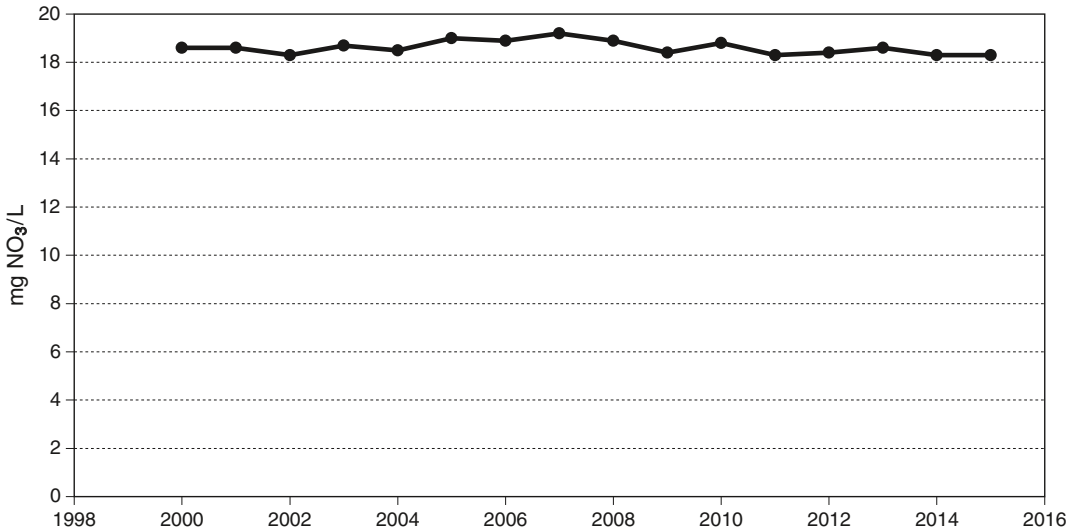


Abb. 3. Entwicklung der Nitratbelastung (in mg NO₃/Liter) des Grundwassers in Europa (Daten aus 19 europäischen Ländern) 2000–2015. – Nach Daten von Eurostat 2019, gemäß Daten der European Environment Agency (EEA).

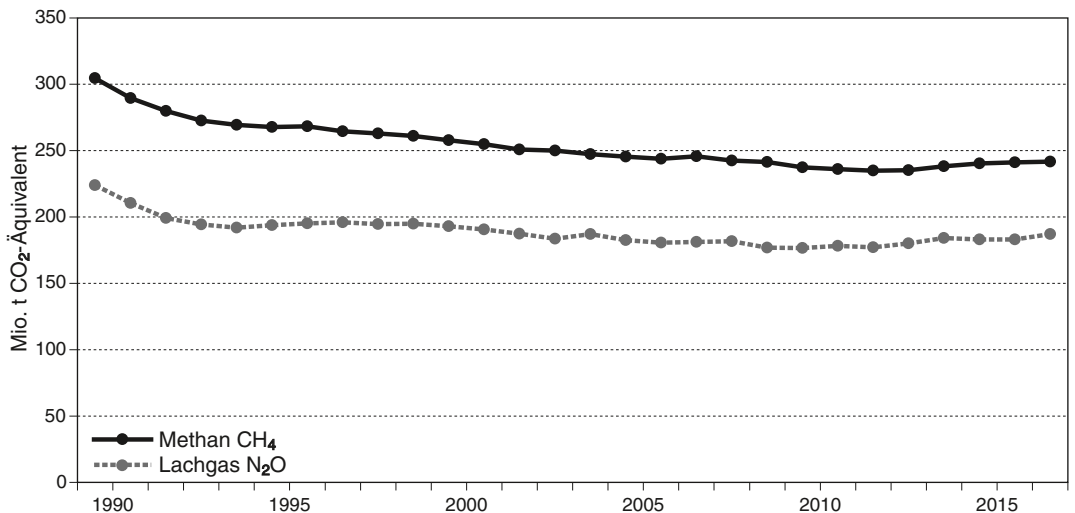


Abb. 4. Entwicklung des Ausstoßes der Treibhausgase Methan und Lachgas (in Mio. Tonnen CO₂-Äquivalenten) aus der Landwirtschaft in Europa (EU-28) 1990–2017. – Nach Daten von EEA 2019.

Agrarsektor etwa, bei beiden Gasen ist die Landwirtschaft Hauptemittent, ist seit 1990 merklich gesunken (Abb. 4). Es ist allerdings fraglich, inwieweit Agrarumweltmaßnahmen zu dieser Entwicklung beigetragen haben. Die Verringerung der Methanemissionen ist im Wesentlichen auf die Reduzierung der Viehbestände in Europa zurückzuführen. Durch Züchtung und

verbessertes Management können bei gleicher oder höherer Leistung weniger Nutztiere gehalten werden. Ursächlich für sinkende Distickstoffoxidemissionen ist der im ökonomischen Interesse des Landwirts liegende, nicht zuletzt durch technischen Fortschritt hervorgerufene effizientere Einsatz von Stickstoffdüngern.

Beobachten lässt sich also die paradoxe Situation, dass stetig steigende Ausgaben für Agrarumweltmaßnahmen einer tendenziell zunehmenden Belastung natürlicher Ressourcen gegenüberstehen. Zwei Erklärungen für diesen Umstand scheinbar ins Leere laufender, mit Steuergeldern in Milliardenhöhe finanzierter Fördermaßnahmen sind denkbar: Entweder die inhaltliche Ausgestaltung der Maßnahmen ist fehlerhaft oder die Umsetzung ökonomischer Theorie, auf der die ursprüngliche Einführung der Programme gründet. Weitgehend ausgeschlossen werden kann die inhaltliche Ausgestaltung, zu eindeutig sind Ergebnisse von Versuchen zu Extensivierungsmaßnahmen. Näher zu untersuchen gilt es deshalb den Übereinstimmungsgrad von Theorie und derer tatsächlicher Realisierung. Diesem Ziel folgend wird im nächsten Abschnitt zunächst die Einbeziehung der Umwelt in den verschiedenen Phasen der Geschichte der Volkswirtschaftslehre dargestellt, um davon ausgehend die Grundidee von Politikmaßnahmen zum Umweltschutz zu erfassen.

Rolle der Umwelt in der ökonomischen Theorie

Die Konzepte Ökologie und Ökonomie haben eine lange Tradition im Gebrauch ähnlicher Ideen und gegenseitiger Beeinflussung. Der Naturforscher Charles Darwin etwa oder die klassischen Ökonomen Adam Smith und Thomas Malthus entdeckten bereits Analogien, lange bevor die Ökologie sich als wissenschaftliche Disziplin in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts herausbildete. Gómez-Baggethun et al. (2010) beobachten sogar deutlich früher, bei Platon und Plinius dem Älteren, erste Überlegungen zu Wirtschaft-Natur-Beziehungen. Ein tieferes akademisches Interesse am Studium des Nutzens der Natur erwachte schließlich in der Ära der Klassischen Ökonomie.

Die sich gegen Ende des 18. Jahrhunderts entwickelnde Klassische Ökonomie betrachtete Naturkapital in der Form von Land als wesentlichen Produktionsfaktor. Im Gegensatz zur ökonomischen Schule der Physiokratie (erste Hälfte des 18. Jahrhunderts) wurde jedoch Arbeit als zweiter, wichtigerer Faktor in die Produktionsfunktion aufgenommen. Durch die Bewertung des Faktors Land als nicht substituierbar konzentrierten sich die klassischen Ökonomen in ihrer Theoriebil-

dung bezüglich natürlicher Ressourcen auf deren Knappheit. Keine Berücksichtigung fanden in ihren Gedankengängen Leistungen der Natur ohne direkten Marktwert, wie etwa die Bestäubung von Nutzpflanzen oder der Stickstoffkreislauf. Diese Gaben der Natur wurden als kostenfrei und nicht direkt zur Wertsteigerung beitragend erachtet. Gegen Ende der Ära der Klassischen Ökonomie um das Jahr 1870 verschwand die Natur zusehends von ökonomischen Analysen, gewann Kapital an Bedeutung.

Vertreter der auf die Klassische Ökonomie folgenden Neoklassischen Theorie mit ihrem Fokus auf Grenzbetrachtungen beschränkten ihre Analysen anfänglich, wie ihre Vorgänger, auf marktfähige Güter, was Umweltaspekte weitestgehend ausklammerte. Zwischen 1910 und 1930 aber äußerten Ökonomen wie Gray, Ramsey, Ise, Pigou und Hotelling erstmals Bedenken über externe Effekte und die Folgen der Nutzung natürlicher Ressourcen für zukünftige Generationen (Martínez-Alier 1987). Externalitäten und weitere Ursachen für Marktversagen, das Umweltbelastungen verursacht, sowie Instrumente zur Internalisierung wurden beleuchtet. In den 1930er-Jahren schwand das Interesse an Umweltfragen jedoch wieder. Theorien und Modelle widmeten sich nun der möglichen Substituierbarkeit von Produktionsfaktoren durch technische Innovationen. Unter der Annahme völliger Substituierbarkeit von Naturkapital und anderen Kapitalarten verschwand Land gänzlich aus der Produktionsfunktion.

Erst im Zuge der Umweltbewegung der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts entwickelten sich Unterdisziplinen, die Defizite der ökonomischen Theorie bei der Berücksichtigung der Natur aufdeckten. Den Anfang bildete die in den frühen 1960er-Jahren entstandene Umweltökonomie, deren Vertreter sich zur Society of Environmental and Resource Economics zusammenschlossen. Die Ideen der Neoklassik wurden von den Umweltökonomern dahingehend erweitert, dass die Auswirkungen ökonomischen Handelns auf die Umwelt explizit (monetär) bewertet und im Entscheidungsprozess berücksichtigt wurden. Erstmals wurden sämtliche Leistungen der Natur, inklusive jener ohne Marktpreis, in die Analysen miteinbezogen. Um ein ganzheitliches Bild des ökonomischen Wertes der Natur zu erlangen, wurden unterschiedliche Wertarten identifiziert und Methoden zu deren Messung entworfen.

Zudem geriet Marktversagen als Ursache zahlreicher Umweltprobleme wieder in den Fokus und mit ihm die Entwicklung von Instrumenten der Korrektur.

Inhaltliche Differenzen innerhalb der Society of Environmental and Resource Economics veranlassten einen Teil der Mitglieder in den späten 1980er-Jahren zur Abspaltung. Sie gründeten die Unterdisziplin der Ökologischen Ökonomie. Bis heute gibt es Kontroversen über die genauen Unterschiede zwischen Umweltökonomie und Ökologischer Ökonomie (Turner 1999). Faktisch schöpfen beide Disziplinen aus demselben, vorwiegend neoklassischen Methodenpool. Während die Umweltökonomie sich jedoch hauptsächlich innerhalb der axiomatischen Grenzen der Neoklassik bewegt, zweifelt die Ökologische Ökonomie manche neoklassische Annahme an. Insbesondere definiert sie das ökonomische System als Untersystem der Ökosphäre. Das Streben nach marktgetriebener, effizienter Ressourcenallokation erweitert sie um Fragen gerechter Verteilung und biophysikalischer Grenzen. Die wohl größte Uneinigkeit aber besteht bei der Frage der Substituierbarkeit verschiedener Kapitalarten. UmweltökonomInnen nutzen das Konzept *schwacher Nachhaltigkeit*, wonach die Erlöse aus dem Abbau nicht erneuerbarer Ressourcen im Sinne eines nicht sinkenden Kapitalbestands in vom Menschen hergestelltes Kapital investiert werden können. Naturkapital und Anlagekapital werden als perfekte Substitute behandelt. Vertreter der Ökologischen Ökonomie lehnen dieses Konzept ab, favorisieren *starke Nachhaltigkeit* als Konzept, das Komplementarität anstelle von Substituierbarkeit setzt. Kritisch bewerten sie auch die Monetarisierung von Umweltleistungen.

Das jüngere ökonomische Denken über Umweltaspekte ist geprägt vom Ansatz der Ökosystemdienstleistungen. Erdacht von Ehrlich und Ehrlich (1981) stellt es die Abhängigkeit der Gesellschaft von Ökosystemen in den Vordergrund. Das menschliche Wohlbefinden steht demnach in direkter Beziehung zur Funktionsfähigkeit unterstützender, bereitstellender, regulierender und kultureller Ökosystemdienstleistungen, die wiederum durch das wirtschaftliche Handeln des Menschen beeinträchtigt werden. Bekanntheit erlangte das Konzept durch die von Costanza et al. im Jahr 1997 vorgenommene Schätzung des gesellschaftlichen Gesamtwerts der Ökosysteme der Erde, in die auch die Komplexität und die

Zusammenhänge natürlicher Vorgänge Eingang fanden.

Im Laufe der Zeit nahm die Umwelt in den ökonomischen Überlegungen einen zunehmend prominenten Platz ein. Vor allem aber ergürndeten Ökonomen in ihren Theorien Ursachen für Umweltbelastungen und Mittel zu deren Verringerung. Diese, auf denen auch Agrarumweltmaßnahmen fußen, sollen im Folgenden kurz dargestellt werden.

Ökonomische Theorie als Grundlage von Agrarumweltmaßnahmen

In der Landwirtschaft wie in anderen Sektoren ist die Herstellung von Gütern ohne jegliche Umweltfolgen derzeit nicht zu realisieren. Eine gänzliche Vermeidung von Umweltbelastungen wäre gleichbedeutend mit einem Produktionsverzicht, ein offenkundig nicht gangbarer Weg. Aus ökonomischer Sicht ist eine Situation anzustreben, in der die Grenzkosten dem Grenznutzen der Verschmutzung entsprechen. In Verschmutzung einen Nutzen zu erkennen, klingt zunächst befremdlich. Der Mensch profitiert jedoch von den Gütern, bei deren Herstellung Umweltbelastungen entstehen, generiert also einen Nutzen durch ihren Konsum.

In Abbildung 5 ist die Ermittlung des effizienten Niveaus einer Umweltbelastung für Schadstoffströme dargestellt. Durch den Produktionsprozess entstehen Emissionen E , die einen Schaden in Höhe von S erzeugen. Gleichzeitig erwächst aus den erzeugten Gütern ein Nutzen N . Die optimale Emissionsmenge E^* ergibt sich am Maximum der Differenz zwischen Gesamtnutzen und Gesamtschaden (maximierter Nettonutzen).

In vollkommenen Märkten wird das effiziente Niveau für Umweltbelastungen μ^* erreicht. Allerdings sind vollkommene Märkte ein Konstrukt der Theorie. Auf real existierenden Märkten verhindert Marktversagen vielfach effiziente Allokationen; aus ökonomischer Sicht kann es als Ursache für zu hohe Umweltbelastungen identifiziert werden. Wesentliche Gründe für Marktversagen im Agrarumweltbereich stellen öffentliche Güter, nicht perfekte Eigentumsrechte, unvollständige Information und insbesondere (negative) externe Effekte dar. Negative Externalitäten bezeichnen Kosten, die sich nicht auf den Verursacher, aber auf unbeteiligte Dritte

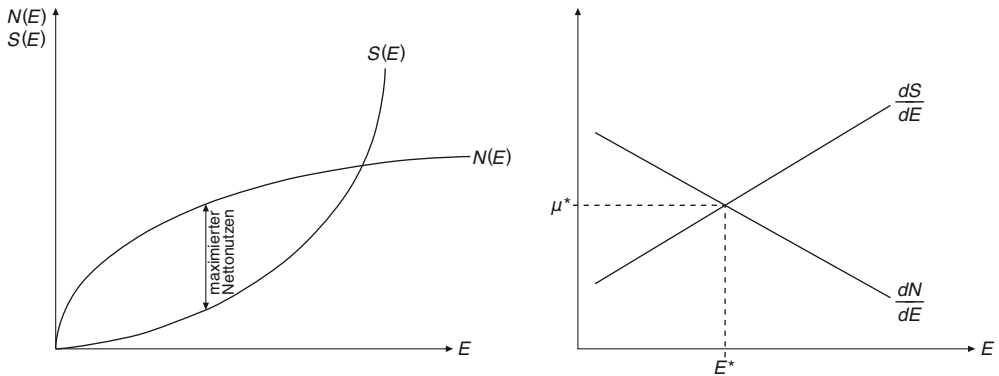


Abb. 5. Gesamt- sowie Grenzsadens- und Grenznutzenfunktion und effizientes Niveau einer Schadstoffbelastung im Zuge eines Produktionsprozesses. S , Schaden; N , Nutzen; E , Emissionen; E^* , optimale Emissionsmenge bei maximiertem Nettonutzen; μ^* , effizienter Verschmutzungsgrad; weitere Erläuterungen s. Text.

auswirken. Im Falle landwirtschaftlicher Produktion etwa gelangt Nitrat durch Auswaschung ins Grundwasser. Die Kosten dieser Verunreinigung – Aufbereitung des Trinkwassers – sind im Marktpreis des erzeugten Gutes jedoch nicht enthalten. Im Marktgleichgewicht wird das Gut somit in zu großer Menge angeboten, entsprechend übersteigt die tatsächliche Verunreinigung die im sozialen Optimum erwartbare.

Zur Korrektur dieser Form des Marktversagens, der Internalisierung externer Effekte, stehen verschiedene Instrumente zur Verfügung. Als ökonomisch effizient erweisen sich Pigou-Steuern bzw. Subventionen, der Handel mit Verschmutzungsrechten sowie Verhandlungslösungen nach Coase (Coase-Theorem; Coase 1960). Mit Agrarumweltmaßnahmen nutzt die europäische Landwirtschaftspolitik in der zweiten Säule ein Werkzeug, das sich im weiten Feld zwischen Subvention und Coase-Theorem bewegt. Mehr und mehr werden sie in Veröffentlichungen der EU unter der Bezeichnung Payments for Ecosystem Services (PES) geführt. Basierend auf dem Konzept der Ökosystemdienstleistungen (Ecosystem Services) von Ehrlich und Ehrlich (1981) sollen über PES Märkte für Umweltleistungen geschaffen werden. Wunder (2005, S. 3) definiert Payments for Ecosystem Services als freiwillige Transaktionen, bei denen eine definierte Ökosystemdienstleistung von einem Dienstleistungskäufer (mind. einer) von einem Dienstleistungsanbieter (mind. einer) erworben wird, sofern der Dienstleistungsanbieter die tatsächliche Bereitstellung der Dienstleistung

gewährleisten kann (conditionality). Die Eingängigkeit der Definition erklärt die Popularität des Begriffs, verwischt jedoch das wesentliche ökonomische Konzept, das ihm zugrunde liegt, das Theorem von Coase. Der britische Wirtschaftswissenschaftler Ronald Harry Coase zeigte 1960, dass unter bestimmten Voraussetzungen (keine Transaktionskosten, vollständige Information, klar definierte Eigentumsrechte, wenige Beteiligte; vgl. Abb. 6) durch eine Verhandlungslösung zwischen den betroffenen Wirtschaftssubjekten ein optimales Niveau von externen Effekten erzielt werden kann (Effizienzthese).

Bevor die Umsetzung von Agrarumweltmaßnahmen in Europa der ökonomischen Theorie gegenübergestellt wird, soll ein zentrales Kriterium des PES-Ansatzes erläutert werden. Zahlungen für Ökosystemdienstleistungen beruhen auf der Annahme, dass der Bereitsteller tatsächlich eine Umweltleistung schafft, es gilt also das sogenannte Provider Gets Principle. Demgegenüber steht das von der OECD seit den 1970er-Jahren propagierte Polluter Pays Principle, wonach der Verursacher einer Umweltbelastung für deren Kosten aufzukommen hat. Bei Agrarumweltmaßnahmen als PES findet das Provider Gets Principle Anwendung. Es ist jedoch fraglich, ob durch landwirtschaftliche Produktion im Vergleich zu einer Situation ohne landwirtschaftliche Tätigkeit insgesamt positive Ökosystemdienstleistungen erbracht werden, was Zahlungen für positive externe Effekte rechtfertigen würde. Vielmehr belastet die Landwirtschaft in vielen Bereichen die Leistungen von Ökosystemen. Gemäß Hanley et

Ökonomische Theorie Coase-Theorem	Umsetzung AUM in Europa
Annahmen: (1) keine Transaktionskosten (2) vollständige Information (3) klar definierte Eigentumsrechte (4) wenige Beteiligte	<ul style="list-style-type: none"> ■ Da der Staat als Vermittler zwischen Käufern und Verkäufern von Ökosystemdienstleistungen auftritt, entstehen Transaktionskosten. ■ Vollständige Information würde vollkommenes Verständnis über die Ökosystemdienstleistungen und deren Zusammenhänge bedeuten. Dies kann bezweifelt werden. ■ Im Falle von AUM stehen eine Vielzahl von Ökosystemdienstleistungsverkäufern (Landwirte) einer Vielzahl von Käufern (Gesellschaft) gegenüber.
Ökonomische Theorie PES	Umsetzung AUM in Europa
Zahlungen für Ökosystemdienstleistungen sind (1) <i>freiwillige Transaktionen</i> , bei denen (2) eine definierte <i>Ökosystemdienstleistung</i> (3) von einem <i>Dienstleistungskäufer</i> (mind. einer) (4) von einem <i>Dienstleistungsanbieter</i> (mind. einer) erworben wird (5) sofern der Dienstleistungsanbieter die tatsächliche Bereitstellung der Dienstleistung gewährleisten kann (<i>conditionality</i>)*.	<ul style="list-style-type: none"> ■ Da der Staat als Stellvertreter der Käufer von Ökosystemdienstleistungen auftritt, kann von Freiwilligkeit seitens der Käufer nicht ausgegangen werden. ■ Im Falle von AUM ist nicht die Ökosystemdienstleistung definiert, sondern die Bewirtschaftungsbeschränkung des Landwirts (z.B. Verzicht auf chem. Pflanzenschutz). ■ Im Falle von AUM muss der Landwirt die tatsächliche Bereitstellung der Dienstleistung nicht gewährleisten (Ausnahme: Payment by Result Schemes). Er wird nicht für die Bereitstellung entlohnt, sondern seine Kosten und Einkommensverluste durch Teilnahme werden ausgeglichen.
Ökonomische Theorie PES	Umsetzung AUM in Europa
... von einem Dienstleistungsanbieter (mind. einer) erworben wird ...	Im Falle landwirtschaftlicher Produktion ist es fraglich, inwieweit der Landwirt tatsächlich Ökosystemdienstleistungen bereitstellt, da die Bereitstellung ohne Bewirtschaftung in vielen Bereichen höher wäre (z. B. Biodiversität, Wasseraufbereitung).
Ökonomische Prinzipien – Umweltrecht PES	Umsetzung AUM in Europa
Negative Externalität: <i>Polluter Pays Principle</i> Positive Externalität: <i>Provider Gets Principle</i>	Trotz überwiegend negativer Externalitäten gilt das Provider Gets Principle (u. a. aufgrund Schwierigkeiten der Zuordnung bei diffusen Stoffeinträgen, Wetterbedingungen, Agrarlobby [Hanley et al. 1998]). Aus ökonomischer Sicht führen beide Prinzipien zum gleichen Ergebnis.
Seit den 1970er-Jahren vielfach in OECD-Ländern angewendet.	
Ökonomische Theorie Subvention	Umsetzung AUM in Europa
<ul style="list-style-type: none"> ■ Höhe der Subvention sollte dem Schattenpreis entsprechen, der bei der Berechnung des effizienten »Verschmutzungsgrads« ausgegeben wird (aus ökon. Sicht sind zero emissions nicht effizient). ■ Gegenüber Steuern haben Subventionen im Umweltbereich gewisse Nachteile, z. B. Intensivierung auf anderen Flächen (Baumol & Oates 1998). ■ Effiziente Ressourcenallokation bei Internalisierung des negativen externen Effekts (Pareto-Optimum). 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Höhe der Subvention entspricht durchschnittlichem Einkommensverlust und durchschnittlichen Kosten bei Teilnahme an AUM; Mitnahmeeffekt. ■ Effiziente Ressourcenallokation kann im Agrarbereich bedeuten, dass in Hochertragsstandorten geringe AUM-Teilnahme erfolgt (hohe Opportunitätskosten) → aus Sicht des Umweltschutzes nicht wünschenswert.

Abb. 6. Gegenüberstellung von ökonomischer Theorie und Umsetzung von Agrarumweltmaßnahmen (AUM). PES: Payments for Ecosystem Services.

* In einer von Wunder (2015) überarbeiteten Definition von PES bleibt lediglich conditionality als wesentliches Kriterium erhalten.

al. (1998) spielen bei der Wahl eines der beiden Prinzipie Eigentumsrechte eine Rolle, aber auch politische und kulturelle Erwägungen.

Theorie und Umsetzung von Agrarumweltmaßnahmen

Gegliedert nach den beschriebenen Aspekten und Werkzeugen zur Korrektur von Marktversagen zeigt Abbildung 6 eine Gegenüberstellung von ökonomischer Theorie und ihrer Umsetzung im Agrarumweltbereich. In wesentlichen Punkten weicht die Implementierung von den theoretischen Leitlinien ab, in Teilen bedingt durch methodische Schwierigkeiten. Das Coase-Theorem als Konstrukt hinter PES beruht auf Annahmen (z. B. keine Transaktionskosten, wenig Beteiligte), die im Falle regionaler oder gar nationaler, horizontaler, d. h. flächendeckend einheitlich angebotener, Agrarumweltprogramme kaum erfüllt werden können. Schwierig umzusetzen ist auch die in der PES-Definition geforderte conditionality, die die Zahlung von Ausgleichsleistungen an die Gewährleistung der Bereitstellung einer Ökosystemdienstleistung knüpft.

Bei Agrarumweltmaßnahmen entspricht dies ergebnisorientierten Ansätzen, bei denen Landwirte in Abhängigkeit von der tatsächlich erbrachten Umweltleistung honoriert werden. So nachvollziehbar dieses Vorgehen scheint, so komplex ist die Durchführbarkeit, weshalb ergebnisorientierte Maßnahmen eine Seltenheit bleiben. Problematisch sind die durch einzelbetriebliches Monitoring steigenden Transaktionskosten, die Zuordnung von Verursacher und Umwelteffekt (Beispiel Grundwasserqualität) sowie das Risiko seitens des Landwirts, dass außerhalb seiner Einflussnahme stehende Faktoren die Bereitstellung der Ökosystemdienstleistung negativ beeinflussen. Aufgrund dieser Hindernisse greifen Maßnahmenplaner auf handlungsorientierte Ansätze zurück, bei denen die durch Maßnahmenteilnahme entstehenden Kosten und Einkommensverluste ausgeglichen werden. Allerdings gelten Prämiensätze in der Regel im gesamten Maßnahmensgebiet, ohne regionale Differenzierungen. Zahlungen für Agrarumweltmaßnahmen ähneln somit einer Subvention. Der Theorie folgend sollte die Subventionshöhe jedoch mit dem Schattenpreis übereinstimmen, der bei der Berechnung des effizienten Verschmutzungsgrads ausgegeben wird (μ^* in Abbildung 5)

und nicht auf Einkommensverlusten und Kosten der Teilnahme basieren. Unbestritten aber ist, dass sich der Schattenpreis angesichts fehlender monetärer Werte für Ökosystemdienstleistungen kaum oder nur mit großem Aufwand annähernd bestimmen lässt. Ein Rückgriff auf handlungsbasierte Zahlungen erscheint also zunächst sinnvoll, doch er birgt zweierlei Schwächen. Unterschiedliche naturräumliche Gegebenheiten beeinflussen Erträge in der Landwirtschaft in erheblichem Maße. Bei einheitlichen Prämiensätzen variieren die Opportunitätskosten der Teilnahme an Agrarumweltmaßnahmen folglich je nach Standort. In Hohertragsstandorten ist der Anreiz zur Programmteilnahme für gewinnmaximierende Landbewirtschafter gering, während in Gegenden extensiver Landnutzung selbst ohne Agrarumweltmaßnahmen die gleiche Form der Bewirtschaftung erfolgt wäre. Ergebnis sind zum einen Mitnahmeeffekte, zum anderen Regionen, in denen über Agrarumweltmaßnahmen kaum Umweltschutz erfolgt – während beides nicht im Sinn zielgerichteter Agrarumweltpolitik sein kann, ist letzterer Punkt (trotz theoretischer ökonomischer Effizienz) gar dramatisch im Hinblick auf die Bereiche Biodiversität, Wasserschutz und Bodenschutz.

Fazit

Die Transformation von einer weitgehend auf fossilen Rohstoffen beruhenden Wirtschaft hin zu einer wissensbasierten Bioökonomie ist angesichts schwindender Erdölreserven und der durch die Nutzung nicht erneuerbarer Ressourcen entstehenden Umweltschäden unvermeidbar. Der Wirbel um Bioökonomie als Zukunftskonzept, das Abhängigkeiten von fossilen Ressourcen kappt und Kriterien der Nachhaltigkeit Genüge leistet, ist deshalb nur allzu verständlich. Die Verwendung biogener Rohstoffe allein ist jedoch nur ein Mosaikstein im Erfolgsrezept, solange deren Bereitstellung durch Land- und Forstwirtschaft mit erheblichen Umweltbelastungen einhergeht. Ein Mittel zur Integration von Ökologie und Ökonomie im landwirtschaftlichen Produktionsprozess stellen Agrarumweltmaßnahmen dar. Doch ihre derzeitige Ausgestaltung in Europa verhindert zufriedenstellende Ergebnisse in Bezug auf ökologische Nachhaltigkeit. Eine Rückbesinnung auf ökonomische Theorien kann als Leuchtturm auf dem Weg zur anzustrebenden Nachhaltigkeit im

Teilbereich Ökologie dienen. Gewiss, die Komplexität der Realität erlaubt eine 1:1-Umsetzung der ökonomischen Theorie einer modellhaften Welt nur bedingt. Dennoch bilden ökonomische Konzepte die Richtschnur. Durch Nutzung moderner Technik etwa (z. B. Remote Sensing) sinken Transaktionskosten bei ergebnisorientierten Agrarumweltmaßnahmen, was Zahlungen in Höhe tatsächlich erbrachter Leistungen ermöglicht. Des Weiteren können durch verbesserte einzelbetriebliche Monitoring-Programme, einem ganzheitlichen Ansatz entsprechend, sämtliche messbaren Ökosystemdienstleistungen erfasst werden. In Anlehnung an das Coase-Theorem könnten Zahlungen für Ökosystemdienstleistungen folglich das Ergebnis eines Verhandlungsprozesses zwischen Maßnahmenplanern und Leistungsbereitstellern sein, sofern das Provider Gets Principle beibehalten wird. Explizit berücksichtigt würden in diesem Fall unterschiedliche Standortbedingungen und Opportunitätskosten. Selbst in einem Polluter-Pays-Szenario bietet die Coase'sche Verhandlungslösung eine solide Grundlage. Die ökonomische Effizienz etwaiger Neumaßnahmen wäre selbstredend genauer zu untersuchen.

Literatur

- Baumol, W. J. & W. E. Oates. 1998. *The Theory of Environmental Policy*. – Cambridge University Press, Cambridge, UK, 312 S.
- Bioökonomierat. 2019. Was ist Bioökonomie? – Bioökonomierat der Bundesregierung; <https://biooekonomierat.de/biooekonomie/> [abgerufen 18.07.2019].
- Coase, R. H. 1960. The problem of social cost. – *Journal of Law and Economics*, 3: 1–44.
- Cortignani, R. & G. Dono. 2018. Agricultural policy and climate change. An integrated assessment of the impacts on an agricultural area of Southern Italy. – *Environmental Science & Policy*, 81: 26–35.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton & M. van den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. – *Nature*, 387 (6630): 253–260.
- EC (Europäische Kommission). 2018. Report from the Commission to the Council and the European Parliament on the implementation of Council Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources based on Member State reports for the period 2012–2015. – EC, Europäische Union, Brüssel, 13 S.; https://ec.europa.eu/environment/water/water-nitrates/pdf/nitrates_directive_implementation_report.pdf [abgerufen 12.08.2019].
- 2019. CAP expenditure and CAP reform path post-2013. – *Common Agricultural Policy: Key graphs & figures*. EC, Generaldirektion Landwirtschaft und ländliche Entwicklung, Europäische Union, Brüssel; https://ec.europa.eu/agriculture/sites/agriculture/files/cap-post-2013/graphs/graph3_en.pdf [abgerufen 12.08.2019].
- EEA (European Environment Agency). 2019. EEA greenhouse gas – data viewer. EEA, Kopenhagen; <https://www.eea.europa.eu/publications/data-and-maps/data/data-viewers/greenhouse-gases-viewer> [abgerufen 12.08.2019].
- Ehrlich, P. & A. Ehrlich. 1981. *Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species*. – Random House, New York, 305 S.
- Eurostat. 2019. Nitrate in groundwater (source: EEA). – Statistical office of the European Union; Luxembourg; https://ec.europa.eu/eurostat/tgm/table.do?tab=table&init=1&plugin=1&language=en&pcode=sdg_06_40 [abgerufen 14.06.2019].
- Foley, J. A., R. DeFries, G. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, F. S. Chapin, M. T. Coe, G. C. Daily, H. K. Gibbs, J. H. Helkowski, T. Holloway, E. A. Howard, C. J. Kucharik, C. Monfreda, J. A. Patz, I. C. Prentice, N. Ramankutty & P. K. Snyder. 2005. Global consequences of land use. – *Science*, 309 (5734): 570–574.
- Gocht, A., P. Ciaian, M. Bielza, J.-M. Terres, N. Röder, M. Himics & G. Salputra. 2017. EU-wide Economic and Environmental Impacts of CAP Greening with High Spatial and Farm-type Detail. – *Journal of Agricultural Economics*, 68(3): 651–681; doi: 10.1111/1477-9552.12217.
- Gómez-Baggethun, E., R. de Groot, P. L. Lomas & C. Montes. 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. – *Ecological Economics*, 69 (6): 1209–1218.
- Haber, W. 2019. Ökologie und Bioökonomie: Einführung in das Rundgespräch. – In: Bayer. Akademie der Wissenschaften (Hrsg.): *Ökologie und Bioökonomie*. Pfeil, München: 11–15.
- Hanley, N., H. Kirkpatrick, I. Simpson & D. Oglethorpe. 1998. Principles for the provision of public goods from agriculture: modeling moorland conservation in Scotland. – *Land Economics*, 74(1): 102–113.
- Martínez-Alier, J. 1987: *Ecological Economics*. – Basil Blackwell, Oxford, 286 S.
- PECBMS (Pan-European Common Bird Monitoring Scheme). 2019. European wild bird indicators, 2018, update. – <https://pecbms.info/european-wild-bird-indicators-2018-update/> [abgerufen 12.08.2019].
- Söderberg, T. (ed.). 2011. *Environmental Effects of Cross-Compliance*. – Swedish Board of Agriculture

- (Statens jordbruksverket), Jönköping, Schweden, 100 S.; <https://webbutiken.jordbruksverket.se/en/artiklar/-1691.html> [abgerufen 12.08.2019].
- Solazzo, R., M. Donati, L. Tomasi & F. Arfini. 2016. How effective is greening policy in reducing GHG emissions from agriculture? Evidence from Italy. – *The Science of the total environment*, 573: 1115–1124.
- Turner, R. K. 1999. Environmental and ecological economics perspectives. – In: Van den Bergh, C. J. M. (ed.): *Handbook of Environmental and Resource Economics*. Edward Elgar, Northampton, Massachusetts: 1001–1033.
- Wunder, S. 2005. Payments for environmental services: some nuts and bolts. – *Occasional Paper No. 42*, CIFOR (Center for International Forestry Research), Bogor, Indonesien, 25 S.
- 2015. Revisiting the concept of payments for environmental services. – *Ecological Economics*, 117: 234–243.

Diskussion

W. Haber: Vielen Dank dafür, dass Ihr und mein Vortrag sich so hervorragend ergänzt haben. Ich möchte eine kritische Anmerkung zum Konzept der Ökosystemdienstleistungen machen, die weniger die Ökonomie als die Ökologie betrifft. Hinter dem Begriff steckt nämlich ein Problem: Was ist ein Ökosystem? Es gibt die Theorie von James Lovelock »Gaia«, die besagt, dass die gesamte Erde mit der Biosphäre ein Ökosystem ist.¹ Auf einer Ebene darunter spricht Hartmut Leser von der Landschaft als Ökosystem² und das geht weiter bis zu einem einzelnen Dorfteil oder einer Hecke, die ein Ökosystem darstellen. Hinzu kommt noch ein anderes Missverständnis, das auf das Buch *Nature's Services* von Gretchen Daily³ zurückgeht, worin sie die Abhängigkeit der Gesellschaft von natürlichen Ökosystemen beschreibt. Auf der anderen Seite sage ich, wenn wir ein Brot kaufen, bezahlen wir eine Ökosystemleistung. Dahinter steht die Auffassung, dass auch ein Weizenfeld ein Ökosystem ist. Auch wenn es vom Menschen künstlich geschaffen ist, weil es in der Natur nicht existiert, so sollte es im Grunde wie ein Ökosystem behandelt werden. Die erste größere Arbeit der letzten Jahre, die mir dazu aufgefallen ist, stammt von Settele und

vielen anderen Autoren, u. a. Herrn Weisser.⁴ Sie geht nicht von einem natürlichen Ökosystem aus, sondern von einem Reisfeld in Südostasien als Basis der Landnutzung und der menschlichen Ernährung, und stellt dieses Reisfeld in den Kontext des sogenannten Gleichgewichts zwischen Landnutzung und Naturnutzung. Da wird eine bessere Richtung, auch hinsichtlich der Bezahlung von Ökosystemleistungen, angedeutet.

S. Renner: Herr Sauer, Sie erwähnten zwei Pilotprojekte, in denen die Effekte der bezahlten nachhaltigen Nutzung in der Landwirtschaft untersucht werden. Können Sie dazu schon Ergebnisse vorstellen?

J. Sauer: Wir versuchen ständig an unserem Lehrstuhl, wie andere in Europa auch, den Umwelteffekt von Agrarumweltmaßnahmen zu bestimmen. Ich habe dazu als partielle Indikatoren die Bestandstrends heimischer Vogelarten, den Nitratgehalt im Grundwasser und die Lachgas- und Methanemission genannt, weil ich an dieser Stelle nicht unsere dynamischen Modelle vorstellen wollte, die vielleicht manche Zuhörer abschrecken. Wir versuchen dabei, die Effekte von konkreten Maßnahmen dynamisch abzuschätzen mit Hilfe von statistischen Methoden, basierend auf Datenqualität und Datenzugang (letzterer ist meist auch für uns ein Problem). Bei dem neuen Projekt, das ich am Ende mei-

1 Lovelock, J. E. 1979. *Gaia. A new look at life on earth*. – Oxford University Press, 157 S.

2 Leser, H. & L. Löffler. 1976. *Landschaftsökologie*. – 5. Aufl., UTB, Stuttgart, 414 S.

3 Daily, G. C. (ed.). 1997. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. – Island Press, Washington, DC, 392 S.

4 Settele, J. et al. 2018. Rice ecosystem services in South-east Asia. – *Paddy and Water Environment*, 16(2): 211–224.

nes Beitrags erwähnt habe, handelt es sich um ein EU-weites Projekt mit 15 Partnern. Wir haben zusammen mit Ökologen und anderen Ökonomen, aber auch Politologen und Rechtswissenschaftlern den Auftrag, uns über vier Jahre hinweg darüber Gedanken zu machen, wie wir Agrarumweltverträge, also die Vertragslösung zwischen Landwirt und Staat, effektiver, ökonomisch sinnvoller und damit ökologisch erfolgreicher gestalten können.

A. Fischer: Sie haben zu Beginn die Wirkungen von politischen Maßnahmen dargestellt. Sie waren bestenfalls Null; im schlechtesten Fall, wie bei den Vogelarten der Feldfluren, gingen die Bestände trotz der Maßnahmen sogar weiter zurück. In dieser Richtung gibt es noch viele weitere Beispiele. Das bedeutet für mich, dass das, was die Bayerische Staatsregierung, die Bundesregierung und auch die EU-Kommission machen, wenig hilfreich ist. Was kann man tun, um das zu ändern, bzw. kann man überhaupt etwas tun oder ist es systemimmanent, dass eine Verbesserung des Naturhaushaltes in unserem politischen und wirtschaftlichen System gar nicht angestrebt wird? Sie haben am Ende Ihres Vortrags gesagt »Die Hoffnung stirbt zuletzt«. Dass die Bienen sterben, haben einige Leute emotional verstanden und sich mit einem Volksbegehren dagegen gewehrt,⁵ aber ich habe Zweifel, dass das System auch wirklich diese Meinung der Bevölkerung übernimmt und zielführend umsetzt.

J. Sauer: Ich habe wie gesagt hier nur einige partielle Indikatoren genannt, aber wir forschen intensiv an den Korrelationen, damit die Agrarumweltpolitik effizienter gestaltet werden kann. Wir versuchen Korrelationen statistisch zu erhärten oder zu widerlegen, dass Agrarumweltpolitiken einen positiven Einfluss im Zeitablauf haben. Dem ist anscheinend nicht so, da stimme ich Ihnen zu.

5 Volksbegehren Artenvielfalt & Naturschönheit in Bayern »Rettet die Bienen!«, das durch eine Änderung des Bayerischen Naturschutzgesetzes die Entwicklung der Artenvielfalt in Flora und Fauna dauerhaft sichern will. Für das Volksbegehren hatten sich Anfang 2019 18,3 % der Eintragungsberechtigten in Bayern eingetragen (https://de.wikipedia.org/wiki/Volksbegehren_„Artenvielfalt_&_Naturschönheit_in_Bayern“, Stand 02.05.2019).

Bei Ihrer zweiten Frage nach der Hoffnung sprechen Sie eigentlich die politische Ökonomie an. Es gibt Politikwissenschaftler, es gibt Soziologen und Juristen, sie alle kümmern sich darum, wie politische Willensbildung und Politikdesign funktionieren. In der Ökonomie ist die Theorie, die sich darum kümmert, die politische Ökonomie. Für jedes Individuum wird hier eine Nutzenfunktion angenommen. Ich stehe z.B. hier, weil ich einen persönlichen, direkten und indirekten Nutzen aus dem Vortrag habe; ich kann aber auch altruistisch, weil ich gerne meine Botschaft verkünden will, einen Nutzen haben. So hat auch der Politiker seine individuelle Nutzenfunktion, das heißt, es kommen verschiedene Aspekte zusammen, warum eine Politik dann doch nur zeitverzögert oder kaum umgesetzt wird. Aber genauso hat natürlich auch derjenige, der ein Volksbegehren initiiert, eine Nutzenfunktion. Ob diese nur von Altruismus getrieben ist, ist eine andere Frage. Und genauso haben Medien eine Nutzenfunktion. Dass dieses Volksbegehren so prominent in den Medien diskutiert wurde und Resultate und Schuldzuweisungen schon vorlagen, bevor überhaupt bereits existierende wissenschaftliche Abhandlungen konsultiert wurden, ist auch ein Nutzen, den verschiedene Medienvertreter daraus haben. Meine sehr allgemeine Antwort ist daher: Das Thema ist sehr komplex.

Ihre Frage war, warum es dann doch nicht zu einer Umsetzung der politischen Willensbildung kommt. Die Wissenschaft, die Theorie ist da, es gibt verschiedene empirische Anwendungen von fehlerhafter Agrarumweltpolitik. Wir versuchen zu verstehen, woran es lag, und verstehen es meines Erachtens auch schon teilweise. Die Politik hat Zugriff zu wissenschaftlichen Lösungen und wir bearbeiten auch verschiedene gemeinsame Projekte mit dem Bayerischen Staatsministerium (z.B. das Projekt Ökomodellregionen). Warum das dann zeitverzögert aufgenommen wird, hat verschiedene Gründe. Aber generell habe ich durchaus Hoffnung. Ich hatte Malthus erwähnt, der als These formuliert hat, dass wir es irgendwann nicht mehr schaffen, genügend Nahrung nachhaltig zu produzieren, um die wachsende Bevölkerung zu ernähren.⁶ Diese Bedrohung

6 Malthus, T. R. 1820. Principles of political economy, considered with a view to their practical application. – William Pickering, London.

wurde von Ökonomen widerlegt, weil man davon ausgeht, dass das Individuum so viel Innovationskraft hat, um auch für klima- und ressourcenbedingte Probleme neue Lösungen zu finden. Grundsätzlich zeigt die Geschichte, dass die Individuen und die Gesellschaft fähig sind, innovative Lösungen zu finden. Daher bin ich durchaus hoffnungsvoll gestimmt.

E. Gindert: Hat es Ihrer Meinung nach einen Sinn, die Subventionen in voller Höhe aufrechtzuerhalten, wenn unterm Strich doch zu wenig dabei herauskommt?

J. Sauer: Das ist eine sehr politische Frage. Als Wissenschaftler ist man vorsichtig, wir würden erst einmal eine Masterarbeit vergeben und dann klar definieren was »zu wenig« und »sinnhaft« heißt. Aber Ihre Frage ist durchaus ernsthaft, seriös und wichtig. Ich habe versucht zu zeigen, dass man den ineffizienten Mitteleinsatz mit Sicherheit zurückfahren kann, wenn man sich wieder rückbesinnt, welche Bedingungen oder Annahmen erfüllt sein müssen, damit Agrarumweltpolitik nicht zu Mittelverschwendung führt, und wenn man Agrarumweltpolitik revidiert und neu aufsetzt anhand dieser Rückbesinnung auf die ursprünglichen Annahmen dieser Konzepte. Aber wie auch Herr Fischer schon durch seine Frage angezeigt hat: Wir haben nicht die lineare Beziehung zwischen wissenschaftlicher Einsicht, politischer Umsetzung und Effekt. Was wir in der Realität beobachten, ist nicht unbedingt das, was der Politiker intendiert hat, oder das, was der Wissenschaftler herausgefunden hat.

B. Herrmann: Die Allmende kam in Ihrem Vortrag nicht vor. Es gab drei gewichtige Autoren, Garrett Hardin, Mancur Ohlsen und Elinor Ostrom, die dazu etwas gesagt haben.⁷ Könnten Sie dazu noch ein Wort sagen?

J. Sauer: Die Allmende ist für die Agrarumweltpolitik nur am Rande entscheidend, weil die Eigentumsrechte, die ich als grundsätzliche Voraussetzung genannt habe, nicht erfüllt bzw. nicht klar definiert sind. Das gilt z. B. auch für das Grundwasser. Das nächste Ziel für die Politik ist dann, Eigentumsrechte an Grundwassernutzung zu definieren. Beim Land ist das Eigentumsrecht klar definiert: Ein Landwirt hat Eigentum an Land und kann das Land nutzen. Beim Grundwasser haben wir noch keine definierten Eigentumsrechte, das würden wir eher im Sinne der Allmende definieren, aber genau deswegen habe ich es in meinem Beitrag ausgespart. Aber ich stimme Ihnen zu, das ist ein großes Problem.

K. Richter: Sie haben ganz bewusst auf Agrarumweltmaßnahmen fokussiert. Wir haben in der Bioökonomie aber alle Landnutzungsmaßnahmen zu betrachten. Gibt es aus Ihren Erfahrungen bei der Forstwirtschaft in der Umweltförderung andere, evtl. bessere Konzepte oder Ansätze als bei der Landwirtschaft? Handelt es sich um ein völlig anderes System oder kann man von der Systembetrachtung aus der Landwirtschaft auch für den Wald lernen?

J. Sauer: Das schließt sich etwas an die vorherige Frage an. Wenn die Eigentumsrechte definiert sind, kann man genauso effektiv/effizient ein Umweltprogramm entwickeln. Besonders in Afrika wird z. B. unter dem Stichwort »agroforestry« versucht, land- und forstwirtschaftliche Nutzung mittels Agrarumweltprogrammen in die nachhaltige Richtung zu bringen. Sobald die Eigentumsrechte klar definiert sind und die anderen Annahmen einigermaßen eingehalten sind, sagt die ökonomische Theorie einen Gewinn für die Umwelt bzw. für die Nachhaltigkeit durch diese Konzepte voraus.

7 Hardin, G. 1968. The Tragedy of the Commons. – *Science*, 162 (3859): 1243–1248.
Olson, M. 1965. The logic of collective action. Public goods and the theory of groups. – Harvard University Press, Cambridge/MA.
Ostrom, E. 1990. Governing the Commons. The Evolution of Institutions for Collective Action. – Cambridge University Press, Cambridge.