

# Ökosystemleistungen und Multifunktionalität in der Landwirtschaft messen und bewerten

## Autoren und Autorinnen

Raphaël A. Wittwer, Valentin H. Klaus, Franziska Richter und Marcel G. A. van der Heijden



## Impressum

Herausgeber	Agroscope Reckenholzstrasse 191 8046 Zürich <a href="http://www.agroscope.ch">www.agroscope.ch</a>
Auskünfte	Raphaël A. Wittwer Valentin H. Klaus Franziska Richter Marcel G.A. van der Heijden
Redaktion	Carole Enz
Gestaltung	Raphaël A. Wittwer, Valentin H. Klaus
Fotos	Raphaël A. Wittwer, Valentin H. Klaus, Franziska Richter, Carole Parodi, Gabriela Brändle
Titelbild	Raphaël A. Wittwer
Download	<a href="http://www.agroscope.ch/science">www.agroscope.ch/science</a>
Copyright	© Agroscope 2024
ISSN	2296-729X
DOI	<a href="https://doi.org/10.34776/as182g">https://doi.org/10.34776/as182g</a>

### Haftungsausschluss :

Die in dieser Publikation enthaltenen Angaben dienen allein zur Information der Leser/innen. Agroscope ist bemüht, korrekte, aktuelle und vollständige Informationen zur Verfügung zu stellen – übernimmt dafür jedoch keine Gewähr. Wir schliessen jede Haftung für eventuelle Schäden im Zusammenhang mit der Umsetzung der darin enthaltenen Informationen aus. Für die Leser/innen gelten die in der Schweiz gültigen Gesetze und Vorschriften, die aktuelle Rechtsprechung ist anwendbar.

---

# Inhalt

<b>Zusammenfassung</b> .....	<b>4</b>
<b>Résumé</b> .....	<b>6</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>7</b>
<b>1 Ökosystemleistungen</b> .....	<b>8</b>
1.1 Konzept.....	8
1.2 Klassifizierung von Ökosystemleistungen.....	9
<b>2 Indikatoren für Ökosystemleistungen</b> .....	<b>11</b>
<b>3 Multifunktionalitätsanalysen</b> .....	<b>13</b>
<b>4 Fallbeispiele</b> .....	<b>14</b>
4.1 Ackerbau: Vergleich von biologischer, konservierender und konventioneller Bewirtschaftung (Wittwer et al., 2021).....	15
4.1.1 Der Versuch .....	15
4.1.2 Messungen und Analysen.....	15
4.1.3 Ergebnisse und Diskussion.....	17
4.1.4 Schlussfolgerungen.....	18
4.2 Grasland: Ökosystemleistungen aus dem Grasland in Anhängigkeit von der Nutzungsart und Bewirtschaftungsintensität (Richter et al., 2024).....	19
4.2.1 Ziel und Aufbau der Untersuchung .....	19
4.2.2 Messungen und Analyse.....	19
4.2.3 Ergebnisse und Diskussion.....	20
4.2.4 Schlussfolgerungen.....	22
<b>5 Anwendung und Ausblick</b> .....	<b>23</b>
5.1 Übertragbarkeit in die Praxis.....	23
5.2 Ausblick.....	23
<b>6 Appendix: Messung von Ökosystemleistungen</b> .....	<b>25</b>
6.1 Systemgrenzen .....	25
6.2 Indikatoren für Ökosystemleistungen.....	25
<b>7 Appendix: Multifunktionalitätsanalysen</b> .....	<b>27</b>
7.1 Methoden .....	27
7.1.1 Datentransformation, vereinheitlichen und Bündeln von Indikatoren.....	27
7.1.2 Aggregation, Indexbildung und Szenarien.....	28
7.1.3 Multifunktionalitätsgrößen.....	28
<b>8 Literaturverzeichnis</b> .....	<b>30</b>
<b>Glossar</b> .....	<b>33</b>

## Zusammenfassung

Ökosysteme erbringen vielfältige Leistungen für den Menschen. Beispiele wie die Bereitstellung von Nahrungsmitteln, die Speicherung von Kohlenstoff in Böden als Beitrag zum Klimaschutz oder attraktive und vielfältige Landschaften für Kultur, Erholung und Tourismus sind wichtige Ökosystemleistungen (ÖSL), die Agrarökosysteme liefern können. Weil landwirtschaftliche Systeme in der Regel anhand ihrer Produktivität und wirtschaftlichen Leistung bewertet werden, fehlt eine systematische und quantitative Bewertung der Multifunktionalität von Agrarökosystemen einschliesslich der Regulierende- und Kulturelle-Leistungen.

Die «Fähigkeit von Ökosystemen, gleichzeitig mehrere Funktionen und Leistungen zu erbringen», kann durch die Berechnung der Multifunktionalität von Ökosystemen bewertet werden. Hierfür werden nicht nur einzelne ÖSL betrachtet, sondern auch deren Multifunktionalität bestimmt. Diese gibt an, wie viele Leistungen gleichzeitig, und gegebenenfalls auf welchem Niveau, erbracht werden können. Ein Vorteil solcher Analysen ist auch die Erfassung von Synergien und Zielkonflikten zwischen ÖSL, um zu verstehen, wie diese gezielt gefördert (Synergien) oder entspannt (Zielkonflikte) werden können. Dieser Ansatz ermöglicht es, ein Verständnis dafür zu erlangen, wie unterschiedliche landwirtschaftliche Praktiken Ökosystemfunktionen und -leistungen beeinflussen, und diese Auswirkungen auf sinnvolle Weise zusammenzufassen.

Ziel dieses Dokuments ist es, einen Überblick über die methodischen Ansätze zur Erfassung und Analyse von Ökosystemleistungen und deren Multifunktionalität zu geben und diese anhand von Fallbeispielen aus dem Schweizer Ackerbau und Grasland zu veranschaulichen. Das Dokument soll exemplarisch die Rahmenbedingungen und methodischen Überlegungen von Multifunktionalitätsanalysen erläutern. Es hat dabei keinen Anspruch auf Vollständigkeit, da sich das umfangreiche und multidisziplinäre Thema der Beziehungen zwischen Mensch und Natur in stetiger Entwicklung befindet.

Im Ackerbau steht die hohe Produktivität moderner Landwirtschaft oft im Zielkonflikt mit dem Schutz der natürlichen Ressourcen. Anhand eines Fallbeispiels im Ackerbau konnten wir zeigen, dass die konservierende Landwirtschaft (reduzierte/keine Bodenbearbeitung, permanente Bodenbedeckung und diverse Fruchtfolgen) und der biologische Landbau (Verzicht auf synthetische Pflanzenschutzmittel und Dünger) die unterstützenden und regulierenden Leistungen von Ackerbausystemen verbessern, was zu der höchsten Multifunktionalität führt, wenn alle gelieferten Leistungen gleich gewichtet werden. Es zeigt auch, dass es einen Zielkonflikt zwischen Produktivität und die nachhaltige Bewirtschaftung der natürlichen Ressourcen gibt, und gleichzeitig Optionen existieren, um diesen zu verringern.

Grasland stellt eine ausgesprochen hohe Zahl unterschiedlicher ÖSL bereit, die jedoch stark durch die landwirtschaftliche Nutzung beeinflusst werden. Eine Studie von Agroscope und der ETH Zürich untersuchte nun eine Vielzahl von ÖSL im Solothurner Dauergrasland. Dabei zeigte sich, dass die Nutzungsintensität ein Schlüsselfaktor für die ÖSL ist und auch deren Multifunktionalität beeinflusst. Im Vergleich zur intensiven Nutzung war bei extensiver Nutzung die Multifunktionalität deutlich erhöht, allerdings auf Kosten bereitstellender Leistungen wie etwa der Futterproduktion. Ob ein Grasland als Wiese oder Weide genutzt wurde, beeinflusste die ÖSL ebenfalls. So waren kulturelle Leistungen und die allgemeine Multifunktionalität in Weiden etwas höher als in Wiesen. Eine biologische Bewirtschaftung des untersuchten Graslands hatte hingegen kaum Auswirkungen auf die ÖSL und die Multifunktionalität. Diese Erkenntnisse helfen, die Bewirtschaftung von Graslandflächen gemäss der gewünschten ÖSL zu gestalten und dabei sowohl eine intensive landwirtschaftliche Produktion wie auch gesellschaftlich relevante regulierende und kulturelle Leistungen zu berücksichtigen.

Die zwei Beispiele zeigen, wie Multifunktionalitätsanalysen in verschiedenen Agrarökosystemen Aufschlüsse über den Einfluss von verschiedenen Bewirtschaftungsstrategien geben können, auch wenn leicht verschiedene methodischen Ansätze genutzt wurden. Wichtig dabei ist, dass die gewählten Leistungen klar beschrieben und klassifiziert werden, und dass passende Indikatoren gemessen oder berechnet wurden.

Letztendlich soll die Erfassung von Ökosystemleistungen und Multifunktionalitätsanalysen ermöglichen, auf eine relative einfache und objektive Art die Wirkung unterschiedlicher Anbausysteme zu vergleichen und Handlungsempfehlungen abzuleiten. Es soll auch den Beitrag der Agrarökosysteme, also der Landwirtschaft, zur Wohlfahrt systematisch sichtbar machen und damit die Öffentlichkeit und Entscheidungsträger sensibilisieren.

## **Danksagung**

Ein Dank geht an alle Personen, die zum umfangreichen Datensatz des FAST-Versuches beigetragen haben. Ein besonderer Dank geht dabei an die Support-Gruppen Team Feldbau und Umweltanalytik von Agroscope sowie das «Genetic Diversity Centre» (GDC) der ETH Zürich und folgende Forschungspartner: S. Franz Bender, Kyle Hartman, Klaus Schlaeppli, Ruy A. A. Lima, Fritz Oehl, Ulrich E. Prechsl, Thomas Nemecek, Viviana Loaiza, Johan Six, Sofia Hydbom, Pål Axel Olsson, Steffen Seitz, Thomas Scholten, Owen Petchey.

Die Ergebnisse zum Schweizer Grasland basieren auf den Projekten IndiGras (Agroscope Forschungsprogramm «Indicate») sowie dem Projekt ServiceGrass, welches durch die Mercator Stiftung Schweiz, die Fondation Sur-la-Croix und die pancivis Stiftung finanziell unterstützt wurde. Wir danken allen involvierten Personen, insbesondere Andreas Lüscher, Matthias Suter, Martin Hartmann und Nina Buchmann.



## Résumé

Les écosystèmes fournissent de multiples services pour l'humanité. Des exemples tels que la production de denrées alimentaires, le stockage du carbone dans les sols pour contribuer à la protection du climat ou des paysages attrayants et diversifiés pour la culture, les loisirs et le tourisme sont des services écosystémiques (SE) importants que les agroécosystèmes peuvent fournir. Cependant, les systèmes agricoles sont généralement évalués en fonction de leur productivité et de leurs performances économiques, et il n'existe pas d'évaluation systématique et quantitative de la multifonctionnalité des agroécosystèmes, y compris des services environnementaux et culturels.

La « capacité des écosystèmes à fournir simultanément plusieurs fonctions et services » peut être évaluée en calculant la multifonctionnalité des écosystèmes. Pour ce faire, on ne se contente pas d'observer des SE individuellement, mais on détermine également leur multifonctionnalité. Celle-ci indique combien de services peuvent être fournis simultanément et, le cas échéant, à quel niveau. L'un des avantages de ce type d'analyse est de pouvoir identifier les synergies et les conflits d'intérêts entre les SE afin de comprendre comment les promouvoir (synergies) ou les atténuer (conflits d'intérêts) de manière ciblée. Cette approche permet également de comprendre comment différentes pratiques agricoles influencent les fonctions et les services des écosystèmes et de synthétiser ces effets de manière pertinente.

L'objectif de ce document est de donner un aperçu des approches méthodologiques pour le recensement et l'analyse des services écosystémiques et de leur multifonctionnalité et de les illustrer à l'aide d'exemples de cas issus des grandes cultures et des systèmes herbagers suisses. Ce document a pour but d'expliquer, à titre d'exemple, le cadre et les considérations méthodologiques des analyses de la multifonctionnalité des écosystèmes. Il n'a pas la prétention d'être exhaustif, car le thème vaste et multidisciplinaire des relations entre l'homme et la nature est en constante évolution.

Dans le domaine des grandes cultures, la productivité élevée de l'agriculture moderne est souvent en conflit avec la protection des ressources naturelles. L'étude de cas en grandes cultures nous a permis de montrer que l'agriculture de conservation (réduction/absence de travail du sol, couverture permanente du sol et rotations diversifiées) et l'agriculture biologique (absence de produits phytosanitaires et d'engrais de synthèse) améliorent les services de soutien et de régulation des systèmes de grandes cultures, ce qui conduit à la multifonctionnalité la plus élevée lorsque tous les services fournis sont pondérés de manière égale. Il montre également qu'il existe un conflit d'intérêts entre le niveau de productivité et la gestion durable des ressources naturelles, mais également des options pour l'atténuer.

Les prairies fournissent un nombre particulièrement élevé de services écosystémiques différents, mais ceux-ci sont fortement influencés par leurs intensités d'exploitation. Une étude d'Agroscope et de l'EPF de Zurich a examiné un grand nombre de services écosystémiques dans les prairies permanentes soleuroises. Il s'est avéré que l'intensité d'exploitation est un facteur clé pour les SE et qu'elle influence également leur multifonctionnalité. La multifonctionnalité était nettement plus élevée pour les prairies extensives par rapport aux prairies intensives, mais au détriment des services d'approvisionnement comme la production de fourrage. Le fait qu'une prairie soit utilisée comme prairie ou comme pâturage a également influencé la prestation des SE. Ainsi, les services culturels et la multifonctionnalité générale étaient légèrement plus élevées dans les pâturages que dans les prairies. En revanche, une gestion biologique des prairies étudiées n'a guère eu d'effet sur les SE et la multifonctionnalité. Ces conclusions aident à concevoir l'exploitation des prairies en fonction des services souhaités, en tenant compte aussi bien d'une production agricole élevée que des services de régulations et culturels importants pour la société.

Ces deux exemples, dans différents agroécosystèmes, montrent comment des analyses de multifonctionnalité peuvent fournir des informations sur l'influence de différentes stratégies d'exploitation, même si des approches méthodologiques légèrement différentes ont été utilisées. Par contre, il est important et nécessaire que les services choisis soient clairement décrits et classifiés, et que des indicateurs appropriés soient mesurés ou calculés.

En fin de compte, l'évaluation des services écosystémiques et les analyses de multifonctionnalité doivent permettre de comparer de manière relativement simple et objective l'impact de différents systèmes de culture et de formuler des recommandations d'action. Il s'agit également de rendre systématiquement visible la contribution des agroécosystèmes, donc de l'agriculture, au bien-être et de sensibiliser ainsi le public et les décideurs.

## Abstract

Ecosystems provide a wide range of services for humans. Examples such as the provision of food, the storage of carbon in soils as a contribution to climate change mitigation or attractive and diverse landscapes for culture, recreation and tourism are important ecosystem services (ES) that agroecosystems can provide. However, agricultural systems are usually assessed on the basis of their productivity and economic performance, and there is a lack of systematic and quantitative assessment of the multifunctionality of agroecosystems, including environmental and cultural services.

The "capacity of ecosystems to provide multiple functions and services simultaneously" can be assessed by calculating the multifunctionality of ecosystems. For this purpose, not only individual ES are considered, but their multifunctionality is also determined. This indicates how many services can be provided simultaneously and, in some cases, at what level. One advantage of such analyses is also the identification of synergies and tradeoffs between ES in order to understand how these can be specifically promoted (synergies) or minimized (tradeoffs). This approach also permits to assess how different agricultural practices affect ecosystem functions and services and to summarize these impacts in a meaningful way.

The aim of this document is to provide an overview of the methodological approaches for assessing and analyzing ecosystem services and their multifunctionality with two case studies from Swiss arable farming and grassland. The document is intended to explain the framework and methodological considerations of multifunctionality analyses. It does not claim to be exhaustive, as the extensive and multidisciplinary topic of the relationship between humans and nature is constantly evolving.

In arable farming, the high productivity of modern agriculture often conflicts with environmental protection. Using the case study in arable farming, we were able to show that conservation agriculture (reduced/no tillage, permanent soil cover and diverse crop rotations) and organic farming (no synthetic pesticides and fertilizers) improve the supporting and regulating services of arable farming systems, leading to the highest multifunctionality when all assessed services are equally weighted. It also shows that there is a tradeoff between productivity and the sustainable use of the natural resources, although there are options to alleviate this.

Grassland provides an extremely high number of different ES, but these are strongly influenced by agricultural management. A study by Agroscope and ETH Zurich has now analyzed a large number of ES in permanent grassland in Solothurn. The study showed that management intensity is a key factor for ES and also influences their multifunctionality. Compared to intensive management, extensive management significantly increased multifunctionality, albeit at the expense of providing services such as fodder production. Whether a grassland was used as meadow or pasture also influenced the ES. Cultural services and the general multifunctionality were slightly higher in pastures than in meadows. In contrast, organic management of the analyzed grasslands had hardly any effect on ES and multifunctionality. These findings help to design the management of grassland areas according to the desired ES, taking into account both intensive agricultural production and socially relevant regulating and cultural services.

The two examples show how multifunctionality analyses in different agroecosystems can provide information on the influence of different management strategies, even if slightly different methodological approaches were used. But it is important that the selected services are clearly described and classified, and that appropriate indicators are measured or calculated.

Ultimately, the assessment of ecosystem services and multifunctionality analyses should make it possible to compare the effects of different farming systems in a relatively simple and objective way and to derive recommendations for action. It should also make the contribution of agroecosystems, i.e., agriculture, to welfare systematically visible and thus sensitize the society and decision-makers.

# 1 Ökosystemleistungen

Ökosysteme erbringen vielfältige Leistungen und Güter für den Menschen, die sogenannten Ökosystemleistungen.

## 1.1 Konzept

Ein **Ökosystem** ist ein dynamischer Komplex aus Pflanzen-, Tier- und Mikroorganismengemeinschaften und der unbelebten Umwelt, die zusammen als funktionelle Einheit interagieren. Der Mensch ist ein integraler Bestandteil vieler Ökosysteme (Millennium Ecosystems Assessment, 2005).



Abbildung 1: Links, Ökosysteme sind divers und erstrecken sich über verschiedene räumliche Ebenen, von der Landschaft bis zum Boden. Sie stellen verschiedene Lebensräume und landwirtschaftliche Nutzungstypen dar, wie Ackerland, Grünland oder Dauerkulturen (Abschnitt 6.1; Bilder © Agroscope). Rechts, Ökosystemleistungen werden in verschiedene Kategorien klassifiziert (Abschnitt 1.2), zum Beispiel nach CICES (Common International Classification of Ecosystem Services; (Haines-Young & Potschin, 2018) und beziehen sich auf die vielen Vorteile, die Menschen aus Ökosystemen ziehen.

**Ökosystemleistungen** (ÖSL) sind ein anthropozentrisches Konzept und beziehen sich auf die vielfältigen Vorteile, die Menschen aus verschiedenen Ökosystemen ziehen. Die Leistungen basieren auf biophysischen **Ökosystemfunktionen**, die der jeweiligen Leistung zugrunde liegen. Ökosystemleistungen können materieller oder immaterieller Natur sein und mehr oder weniger einen konkreten Wert darstellen. Beispiele für Leistungen und Funktionen sind der Ertrag eines Feldes (Funktion), also die Bereitstellung von Nahrungsmitteln (Leistung), die Speicherung von Kohlenstoff in Moorböden (Funktion) als Beitrag zum Klimaschutz (Leistung) und ein attraktives Landschaftsbild (Funktion) für Erholung und Tourismus (Leistung). Für eine Ökosystemleistung gibt es per Definition immer eine gesellschaftliche Nachfrage, die den jeweiligen Nutzen für die Menschen beschreibt. Im Gegensatz dazu sind Ökosystemfunktionen einfache Merkmale von und Prozesse in Ökosystemen.

Obwohl wir täglich von Ökosystemleistungen profitieren, liegen nur relativ wenige Informationen über ihren aktuellen Zustand und noch weniger über ihren wirtschaftlichen Wert vor. Denn viele Ökosystemleistungen haben trotz ihrer Relevanz für das menschlichen Wohlergehen keinen direkten Marktwert, wie beispielsweise ein attraktives Landschaftsbild. Oft fehlt es zudem an Datengrundlagen, um die Leistungen eines Ökosystems abzuschätzen. Aus diesen Gründen wurde beispielweise vom Bund eine konkrete Massnahme (4.2.5, Berücksichtigung von Ökosystemleistungen bei raumrelevanten Entscheidungen) im Aktionsplan Strategie Biodiversität formuliert, um die



Leistungen der Ökosysteme koordiniert zu erfassen, zu quantifizieren und zu kommunizieren (Aktionsplan des Bundesrates, 2017). Letztendlich, sind auch die multifunktionalen Aufgaben der Landwirtschaft in der Bundesverfassung aufgeführt (Art. 104).

**Zweck des Ökosystemleistungskonzepts ist es, die von den verschiedenen Ökosystemen erbrachten Leistungen für die Menschen sichtbar zu machen und positive wie auch negative Einflüsse auf diese Leistungen, wie etwa durch die landwirtschaftliche Nutzung oder den Klimawandel, erfassen zu können.** In den letzten 60 Jahren hat der Mensch die Umwelt schneller und umfassender verändert als in jedem anderen Zeitraum zuvor. Durch eine intensive Nutzung der Ökosysteme soll der wachsende Bedarf an Nahrungsmitteln, Frischwasser, Holz, Fasern und Brennstoffen abgedeckt werden (Millennium Ecosystems Assessment, 2005). Doch Veränderungen in der Natur eines Ökosystems führen auch zu Änderungen in den erbrachten Ökosystemleistungen.

Die hohe Intensität der landwirtschaftlichen Produktion sowie eine nicht immer ausreichende Anpassung der Landwirtschaft an standörtliche Bedingungen haben nach wie vor negative Wirkungen auf Ökosysteme und deren Leistungen. Um Ökosystemleistungen für die Zukunft zu sichern, sind von BAFU und BLW konkrete Ziele in den Bereiche Biodiversität und Landschaft, Klima und Luft, Wasser und Boden formuliert worden (BAFU & BLW, 2008). Die Überprüfung der Ziele zeigte, dass bisher keines der Umweltziele Landwirtschaft (UZL) vollumfänglich und landesweit erreicht wurde. Der Zustand vieler Ökosysteme, und damit ihre Fähigkeit Ökosystemleistungen zu erbringen, wurde bei der Überprüfung als ungenügend bewertet. Dabei ist der Handlungsbedarf je nach Standort und Region unterschiedlich. Ein zentrales Ziel der landwirtschaftlichen Forschung ist deshalb, zu einer Verbesserung der Ökosystemleistungen beizutragen, und zwar unter der Erfüllung hinreichende Nahrungsmittelproduktion.

## 1.2 Klassifizierung von Ökosystemleistungen

In den letzten 15 Jahren wurden erhebliche Anstrengungen unternommen, um Ökosystemleistungen (ÖSL) zu konzeptualisieren und ihren Beitrag zum menschlichen Wohlergehen zu definieren. Beispiele wie das Millennium Ecosystem Assessment (MEA, Millennium Ecosystems Assessment (2005), The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB (2018) oder die Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Service (IPBES, Díaz et al. (2015) sind globale und international anerkannte Initiativen.

Grundsätzlich werden Ökosystemleistungen in fast allen Konzepten in drei Hauptkategorien unterteilt (Abbildung 1). Dazu gehören **bereitstellende** Leistungen wie Nahrung, Energie oder Trinkwasser, **unterstützende und regulierende** Leistungen wie funktionierende Nährstoffkreisläufe, Hochwasserschutz und natürliche Schädlingsbekämpfung, und **kulturelle** Leistungen wie attraktive und vielfältige Landschaften für Kultur, Erholung und Tourismus (Millennium Ecosystems Assessment, 2005). Die Biodiversität kann im Sinne des Ökosystemleistungskonzepts auch als anthropozentrische Leistung klassifiziert werden, beispielsweise als organismische und genetische Ressource für zukünftige Nutzungen (Haines-Young & Potschin, 2018). Darüber hinaus besitzt Biodiversität natürlich auch einen eigenen, vom Menschen unabhängigen Wert.

Auf Basis der allgemeinen Klassifizierung der Millennium Ecosystem Assessment wurden dann andere Ansätze ins Leben gerufen wie von der *Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (IPBES), die 18 verschiedene Leistungen als Nature's Contributions to People (NPC) definiert (Díaz et al., 2015). Hierbei wird eine soziale und philosophische Dimension hinzugefügt, die die Beziehungen zwischen Mensch und Natur unter Einbezug der spezifischen Werte, Bedarf und Wissen einer Population miteinbezieht.

Weil vor allem unterstützende Leistungen oft nur indirekt zur menschlichen Wohlfahrt beitragen und es schwierig ist, solche Leistungen zu werten, wurde ebenfalls das Konzept der intermediären und finalen ÖSL erarbeitet (Staub et al., 2011). Dabei werden nur Leistungen, die vom Menschen direkt genossen, konsumiert oder genutzt werden und so direkt zur Wohlfahrt beitragen, als finale ÖSL betrachtet.

Um aus diesen verschiedenen, leicht differenzierten, Definitionen und Einordnungen von ÖSL eine Harmonisierung voranzutreiben, wurde die gemeinsame internationale Klassifizierung von CICES (*Common International Classification of Ecosystem Services*; (Haines-Young & Potschin, 2018) von der europäischen Umweltagentur EEA erstellt. Diese Klassifikation sollte auch so aufgebaut werden, dass sie mit den Konten der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung (VGR) kompatibel ist. Die Basisleistungen (intermediäre ÖSL) werden grundsätzlich in den Endprodukten mitgezählt, somit wird dem Konzept der finalen ÖSL gefolgt. Die Klassifikation überlagert sich sonst

aber grösstenteils mit der MEA Einteilung und die Leistungen sind so weit beschrieben, dass es in verschiedenen Situationen angewandt werden kann.

In diesem Dokument wird primär die CICES Klassifikation benutzt. Solange aber eine klar beschriebene und gestützte Klassifikation benutzt wird, ist grundsätzlich keine der vorher beschriebenen Konzepte zu bevorzugen, auch wenn eine Harmonisierung zwischen Studien aus Vergleichbarkeitsgründen wünschenswert wäre.

#### **Box 1: Wichtiges zu Ökosystemdienstleistungen**

- Ökosystemleistungen beziehen sich konkret auf die vielfältigen Vorteile, die Menschen aus verschiedenen Ökosystemen ziehen.
- Ökosysteme unterscheiden sich in den erbrachten Leistungen.
- Für eine Multifunktionsanalyse muss definiert werden, ob Funktionen (inhärent an das Ökosystem gebundene Prozesse) oder tatsächliche Leistungen (auf den Menschen bezogene Vorteile) erfasst werden sollen.
- Ist eine Leistung stark durch menschliches Handeln beeinflusst, ist dies zu berücksichtigen, da externe Hilfsmittel per Definition nicht Teil der Ökosystemleistung sind.
- Es ist wichtig, Skala und Grenzen des zu untersuchenden Systems zu definieren.

## 2 Indikatoren für Ökosystemleistungen

**Die meisten Ökosystemleistung (ÖSL) können nicht direkt gemessen werden, sondern werden anhand von Indikatoren abgeschätzt. Diese Indikatoren werden dann direkt gemessen oder indirekt modelliert.**

Bereitstellende ÖSL sind eindeutig definiert und daher direkt messbar, zum Beispiel als Ertrag pro Flächeneinheit. Viele regulierende und kulturelle ÖSL können hingegen nicht direkt gemessen werden. Sie müssen anhand von Indikatoren abgeschätzt werden, die anstelle der Leistung erfasst werden (Staub et al., 2011; Abschnitt 6). Für die ÖSL «Schutz des Bodens vor Erosion» kann beispielsweise die Durchwurzelung des Oberbodens als Indikator genutzt werden, da mehr Wurzelmasse besser vor Erosion schützt (2.2.1.1. in Abbildung 2).

Die Ansprüche an einen Indikator sind hoch, da die Wahl des Indikators das Ergebnis einer Studie beeinflussen kann und Studien mit unterschiedlichen Indikatoren nicht direkt vergleichbar sind. Starke Indikatoren sollten deshalb eindeutig mess- und interpretierbar, repräsentativ und breit akzeptiert sein. Es kann nützlich sein, eine komplexe Ökosystemleistung durch mehr als einen Indikator zu messen und die verschiedenen Messwerte nach Standardisierung (Abschnitt 7.1.1) zu mitteln. So können für die Erfassung der «Bodenfruchtbarkeit» zahlreiche Indikatoren ausgewählt werden, die sich in ihrer ökologischen und agronomischen Bedeutung ergänzen (2.2.4.1 und 2.2.4.2 in Abbildung 2). Für die Messung eines Indikators kann es zudem mehrere Methoden geben, aus denen die geeignetste auszuwählen ist (Abschnitt 6.2), oder es werden mehrere unterschiedliche Messmethoden genutzt und anschliessend verrechnet, um eine besonders umfassende Abschätzung eines komplexen Indikators zu erreichen (Abbildung 2). Der Anzahl verwendeter Indikatoren und zugehöriger Messmethoden sind allerdings oft enge finanzielle und organisatorischen Grenzen gesetzt, insbesondere, wenn zahlreiche Flächen untersucht werden sollen.

### **Box 2: Wichtiges zu Indikatoren von Ökosystemleistungen**

- Indikatoren helfen Ökosystemleistungen zu erfassen.
- Eine einzelne Ökosystemleistungen kann oft durch verschiedene Indikatoren abgeschätzt werden.
- Insbesondere regulierende und kulturelle Ökosystemleistungen müssen durch einen oder sogar mehrere a priori definierte Indikatoren erfasst werden.
- Die Wahl der Indikatoren kann Einfluss auf die Ergebnisse einer Studie haben, weshalb es Richtlinien und Empfehlungen für robuste Indikatoren gibt.
- Um die Ergebnisse zweier Studien miteinander vergleichen zu können, müssen die untersuchten Leistungen und die verwendeten Indikatoren vergleichbar sein.

MEA Kategorien	ÖSL (nach CICES)	ÖSL-Indikatoren (Funktionen)	Messmethoden für Indikatoren (Beispiele)	
Bereitstellende ÖSL	1.1.1.1 Pflanzliche Nahrungsmittel Produktion 1.1.3.1 Tierische Produktion	Pflanzliche Produktion (Futter)	Ertragsmessung auf dem Feld Menge marktfähiges Produkt Produzierte Kalorien Weitere Methoden ...	
		Qualität (Futter)		
		Pflanzliche Produktion (Nahrungsmittel)		
		Tierische Produktion		
		Qualität (Nahrungsmittel)		
Unterstützende und regulierende ÖSL	2.2.2.1 Bestäubung	Bestäubung	Stickstoffverfügbarkeit Phosphorverfügbarkeit Kationenaustauschkapazität Weitere Methoden ...	
	2.2.2.3 Habitat zum Schutz von Arten	Pflanzendiversität		
		Bodenleben (Diversität)		
	2.2.4.1 Nährstoffverfügbarkeit und ihre Auswirkungen auf die Bodenfruchtbarkeit	Nährstoffe (Verfügbarkeit)		
		Symbiotische N <sub>2</sub> -fixierung		
		Regenwürmer (Abundanz)		
	2.2.4.2 Zersetzungs- und Fixierungsprozesse beitragend zur Bodenfruchtbarkeit	Symbiotische Mykorrhiza-Pilze		
		Mikrobielle Biomasse		
	2.2.1.1 Erosionskontrolle	weniger Schwermetalle		Messung mit Bodenzylinder Ableitung von Wuchsstadium der Pflanzen Mittlere Wurzelmerkmale des Bestands Weitere Methoden ...
		weniger Sedimentabtrag		
		Bodenbedeckung		
	2.2.1.3 Wasserkreislauf	Durchwurzelung (Masse)		
		weniger Bodenverdichtung		
	2.2.5.1 Zusammensetzung des Süßwassers	weniger N Auswaschung		Erfassung des Befalls Abundanz der Pathogene im Boden Gemessener Ertragsausfall Weitere Methoden ...
		weniger P Auswaschung		
weniger PSM Abtrag				
2.2.6.1 Zusammensetzung der Atmosphäre	weniger Treibhausgasemissionen			
	C Speicherung			
2.2.3.1-2 Schädlingskontrolle	weniger Blattfrass	Erfassung des Befalls Abundanz der Pathogene im Boden Gemessener Ertragsausfall Weitere Methoden ...		
	weniger Pflanzenpathogene			
	weniger Unkraut			
Kulturelle ÖSL	3.1.1.1 Aktive Erholung	Essbare Pflanzen		
	3.1.2.3 Kulturelles Erbe	Wiesenzpilze		
		Tierbeobachtung		
	3.1.2.4 Ästhetik	Ästhetik		

Abbildung 2: Ökosystemleistungen (ÖSL) werden durch Indikatoren abgebildet, für die verschiedene Messmethoden in Frage kommen. Oft existieren mehrere mögliche Indikatoren für eine ÖSL. Es gilt also, die Auswahl von Indikatoren und Methoden gut zu planen, um robuste Ergebnisse zu erhalten und Studien miteinander vergleichen zu können. Wenn eine ÖSL die Vermeidung negativer Auswirkungen darstellt, werden trotzdem oft die Auswirkungen selbst gemessen, wie etwa das Auftreten von Pflanzenpathogenen als Indikator für die ÖSL «Schädlingskontrolle». In diesem Fall sind die Messwerte der Indikatoren umzukehren, um in der Analyse eine positive Leistung darzustellen (Abschnitt 7.1.1). Dies ist in der Abbildung durch den Zusatz «weniger» dargestellt.

### 3 Multifunktionalitätsanalysen

**Multifunktionalitätsanalysen erfassen die Fähigkeit von Ökosystemen, gleichzeitig mehrere Funktionen und Leistungen zu erbringen, und helfen, Synergien sowie Zielkonflikte zu identifizieren.**

Ähnlich wie beim Konzept der Ökosystemleistungen ist das Ziel von Multifunktionsanalysen die vielfältigen Auswirkungen von Entscheidungen wie etwa der Land- oder Raumnutzung auf die Lebensgrundlagen der Menschen zu erfassen. Der Ansatz wurde in der Ökologie entwickelt und hat sich in den letzten Jahrzehnten konstant weiterentwickelt. Ein integraler Bestandteil von Multifunktionalitätsanalysen ist, dass mehrere Ökosystemleistungen gemeinsam betrachtet und in einem Index kombiniert werden können. Hierbei kann zwischen der auf Funktionen basierenden Multifunktionalität (*ecosystem function multifunctionality*) und der auf Leistungen basierenden Multifunktionalität (*ecosystem service multifunctionality*) unterschieden werden (Manning et al., 2018).

Die etablierteste Methode, um einen Multifunktionalitäts-Index zu berechnen, ist die einzelnen Ökosystemleistungen zu standardisieren (Abschnitt 7.1.1), zu vereinheitlichen (Abschnitt 7.1.2) und dann zu mitteln oder zu summieren (Abschnitt 7.1.3). Hierbei gibt es die Möglichkeit, den einzelnen Leistungen unterschiedliche Gewichtungen zukommen zu lassen, um so verschiedene Prioritäten für unterschiedliche Ökosystemleistungen abzubilden (Abschnitt 7.1.2). Solche Prioritäten können beispielsweise von unterschiedlichen Akteursgruppen vergeben werden. Die Priorisierung von Leistungen kann dabei je nach Akteursgruppe und Ökosystemtyp unterschiedlich ausfallen. Dies gilt insbesondere für Zielkonflikte zwischen Produktionsleistungen gegenüber der Regulation des Naturhaushalts und der Biodiversität. Deshalb gilt es, möglichst alle betroffenen Akteursgruppen einzubeziehen, wenn das gesellschaftliche Interesse an ÖSL abgebildet werden soll.

In einem Multifunktionalitätsindex werden alle Leistungen (Funktionen) kombiniert. So gleichen sich geringe und hohe Indikatorwerte möglicherweise aus, ohne über die Beziehungen zwischen den einzelnen Leistungen zu informieren. Diese Synergien und Zielkonflikte bei der Produktion einzelner Leistungen müssen also gesondert betrachtet werden. Getrennte Indices für bereitstellende, unterstützende/regulierende und kulturelle Ökosystemleistungen können aufzeigen, welche Kategorien von Leistungen jeweils gefördert oder geschwächt werden. Um Zielkonflikte besser zu verstehen, empfiehlt es sich deshalb, zusätzlich zu einem Multifunktionsindex auch die Korrelationen der einzelnen Indikatoren zu betrachten, um Synergien und Zielkonflikte zu identifizieren und verstehen zu können.

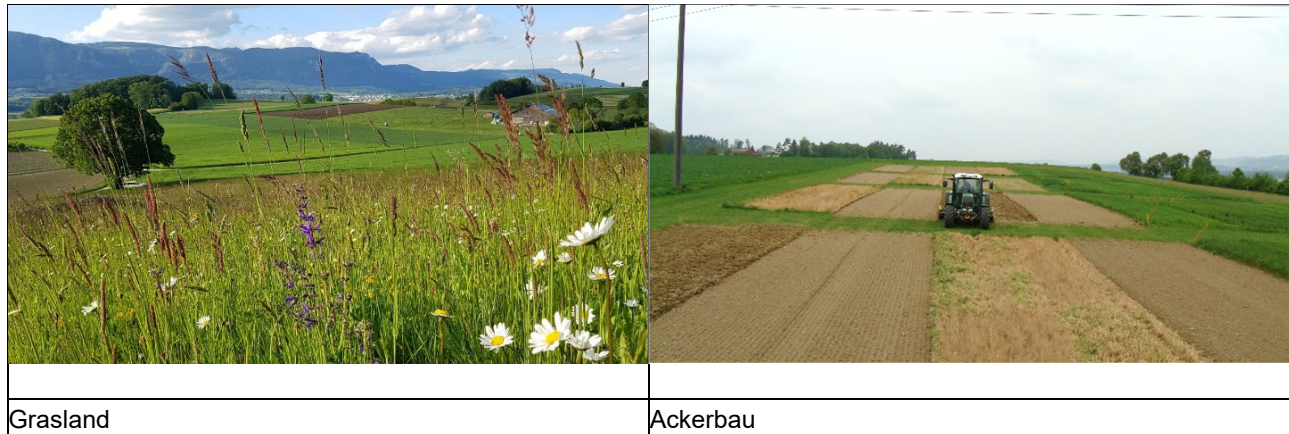
#### Box 3: Multifunktionalitätsanalysen

- Multifunktionalitätsanalysen ermöglichen es, die Auswirkungen von Bewirtschaftungsmassnahmen umfassend und relativ objektiv zu vergleichen und Handlungsempfehlungen abzuleiten.
- Die Wahl der Datenstandardisierung bestimmt ob Vergleiche zwischen den untersuchten Varianten nur innerhalb des Datensatzes oder breiter gemacht werden können (Abschnitt 7.1.1).
- Die Beurteilung der Zielerreichung kann nur gemacht werden, wenn Zielwerte für die Datenstandardisierung genutzt werden.
- Indikatoren, welche die gleiche Leistung beschreiben, sollen gebündelt werden, um eine Übergewichtung dieser Leistung gegenüber anderen Leistungen zu vermeiden (Abschnitt 7.1.1).
- Ein einzelner Multifunktionalitätsindex kann Synergien und Zielkonflikte verbergen. Somit sollten auch Zusammenhänge zwischen den einzelnen Leistungen oder den Kategorien von Leistungen betrachtet werden.



## 4 Fallbeispiele

Zwei Studien aus der Schweiz zeigen die Ökosystemleistungen von unterschiedlichen Ackerbausystemen und Graslandtypen, und wie diese erfasst und bewertet werden können.



Grasland

Ackerbau

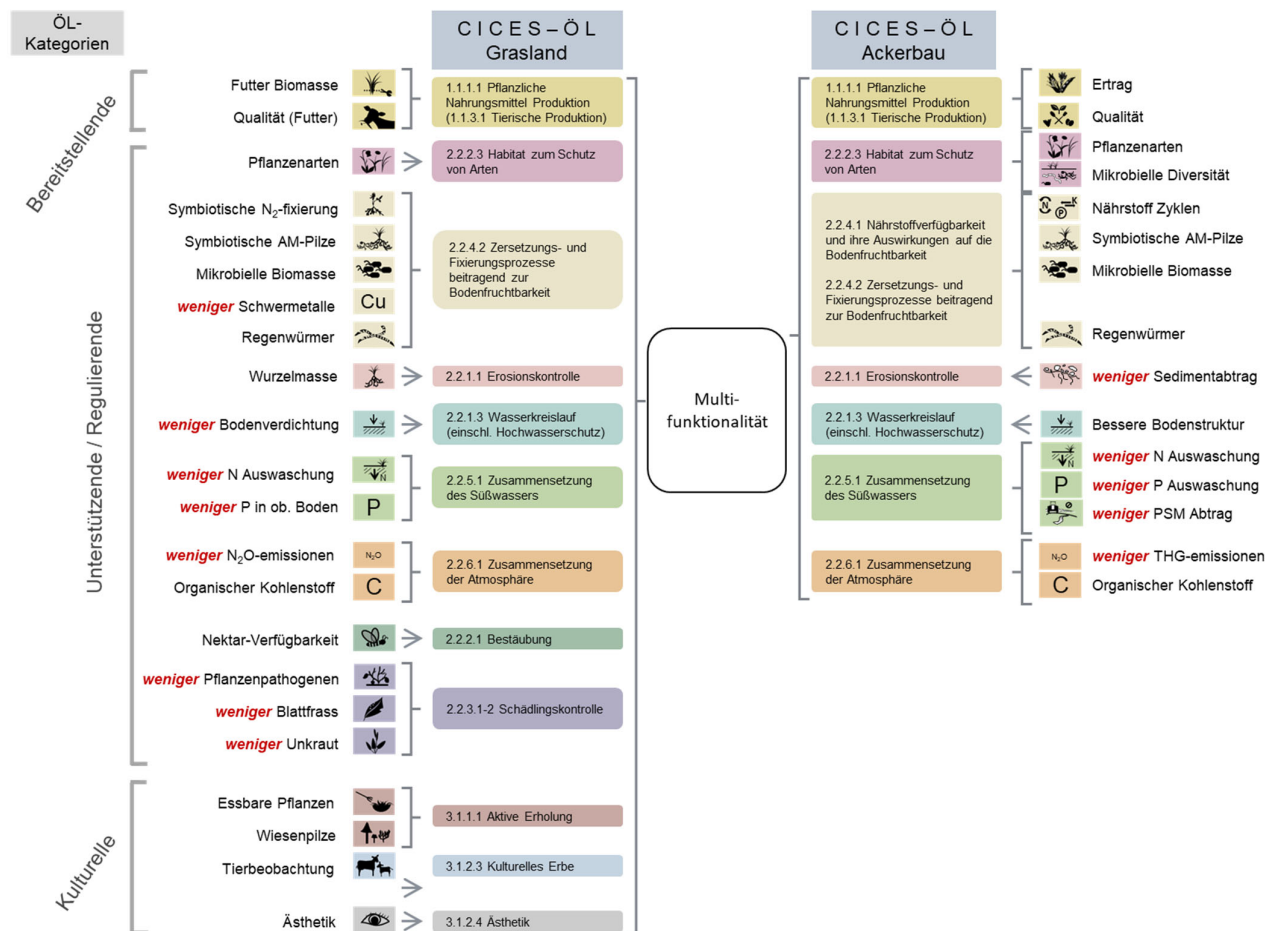


Abbildung 3: Die Ökosystemleistungen nach CICES Klassifikation und entsprechende Indikatoren, die in den zwei Fallbeispielen zu Ackerbau und Dauergrasland genutzt werden.

## 4.1 Ackerbau: Vergleich von biologischer, konservierender und konventioneller Bewirtschaftung (Wittwer et al., 2021).

### 4.1.1 Der Versuch

Der Farming System and Tillage (FAST) Langzeitversuch untersucht seit 2009 die verschiedenen Leistungen von konventionellen und biologischen Ackerbausystemen unter verschiedenen Bodenbearbeitungsintensitäten und Bodenbedeckungsstrategien. Dafür werden die vier Schweizer Ackerbausysteme *konventionell mit Pflugeinsatz* (C-IT), *konventionelle Direktsaat* (C-NT), *biologisch mit Pflugeinsatz* (O-IT) und *biologisch mit reduzierter Bodenbearbeitung* (O-RT) jeweils mit oder ohne Zwischenfruchtanbau verglichen (Abbildung 4).

Die beiden konventionellen Systeme werden nach dem ökologischen Leistungsnachweis (ÖLN) und den extenso Richtlinien bewirtschaftet. Sie simulieren eine viehlose Landwirtschaft, die ausschliesslich mineralisch gedüngt wird. Die beiden biologischen Systeme entsprechen den Richtlinien von Bio Suisse und stellen einen Mischbetrieb mit Viehhaltung dar, in dem hauptsächlich Gülle als Düngemittel eingesetzt wird.

Die Pflugverfahren werden vor den Hauptkulturen (ausser Kunstwiese) auf eine Tiefe von 20 cm gepflügt, während das biologische System mit reduzierter Bodenbearbeitung mit nicht wendenden Geräten auf eine Tiefe von maximal 10 cm bearbeitet wird. Im konventionellen Direktsaatsystem wird keine ganzflächige Bodenbearbeitung vorgenommen. Die gleiche sechsjährige Fruchtfolge wird in allen vier Hauptsystemen durchgeführt. Eine Fruchtfolge besteht aus Winterweizen, dann Körnermais, dann eine Körnerleguminose, wieder Winterweizen und letztlich 2 Jahren Kunstwiese.

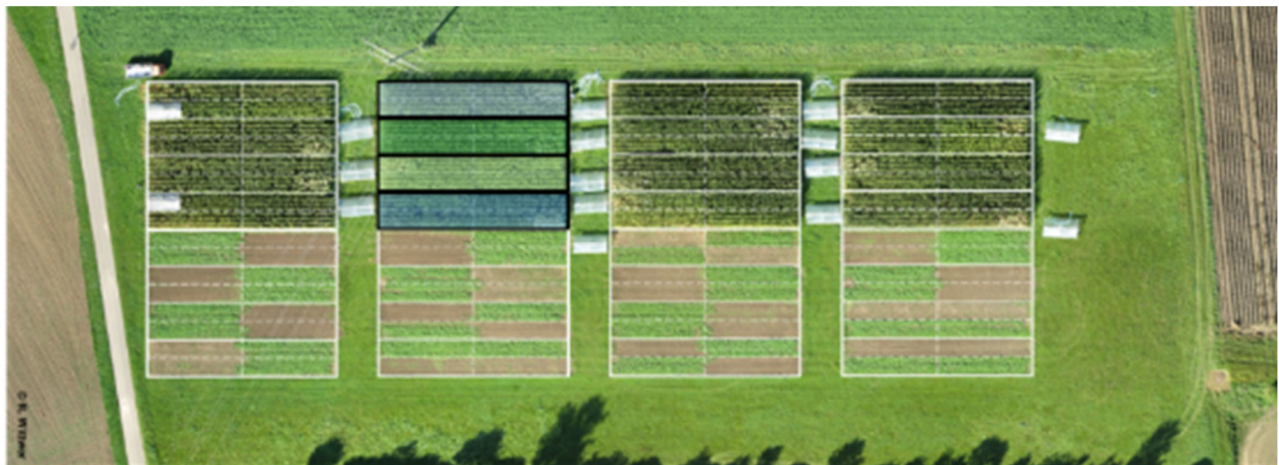


Abbildung 4: Luftbild des FAST Versuch im Jahr 2017.

### 4.1.2 Messungen und Analysen

Von 2009 bis 2017 wurden eine Vielzahl von Parametern entweder regelmässig oder einmalig gemessen, um die verschiedenen Aspekte des Agrarökosystems darzustellen. Um die Gesamtleistung der untersuchten Ackerbausysteme zu bewerten, wurden 41 Parameter in 10 Indikatoren für Ökosystemfunktionen und drei ökonomische Indikatoren klassifiziert. Diese wurden dann in unterstützende (2), regulierende (4), bereitstellende (1) und ökonomische Leistungen (3) unterteilt und zu verschiedenen Multifunktionalitätsindizes (MF-Indizes) zusammengefasst (Abbildung 3). Die Klassifizierung der Indikatoren in Funktionen und in Leistungen stützte sich auf die MEA und UKNEA Konzepte (Millennium Ecosystems Assessment, 2005). Einige Parameter wurden direkt als Indikatoren für eine Funktion verwendet, während andere erst in zusammengesetzte Indikatoren gebündelt (gemittelt) wurden (Abschnitt 7.1.1), wenn sie zur gleichen Funktion beitrugen. Dies geschah, um eine Übergewichtung bestimmter Aspekte der Ökosystemfunktion zu vermeiden und um eine Verzerrung der Bewertung der Multifunktionalität aufgrund einer Überrepräsentation verwandter Parameter zu vermeiden. Um den verschiedenen Parametern bündeln zu können, wurden alle Daten erst mit der z-Transformationsfunktion und danach zwischen 0 und 1 skaliert (0 = tiefster gemessener Wert, 1 = höchster Wert; Abschnitt 7.1.1, Tabelle 1). Die Agrarökosystem-Multifunktionalität wurde dann nach der Methode der Mittelwertbildung aus der Ökologie berechnet (Byrnes et al., 2014; Manning et al., 2018). Hierbei wurden einerseits den 13 Indikatoren und andererseits den vier

Kategorien das gleiche Gewicht geben, indem jeweils der Durchschnitt der 13 Indikatoren oder der vier Kategorien ermittelt wurde.

Um den Einfluss einer unterschiedlichen Gewichtung der Leistungen aufzuzeigen, wurde ein online Tool publiziert ([emf \(agroscope.info\)](http://emf.agroscope.info), English), die eine individuelle Gewichtung auf Stufe Funktion (Indikator), Leistung und Leistungskategorie ermöglicht. Das Tool ermöglicht zum Beispiel, den Ertrag (bereitstellende Leistung) stärker zu gewichten, wenn dies als Hauptfunktion von Ackerbausysteme betrachtet wird.

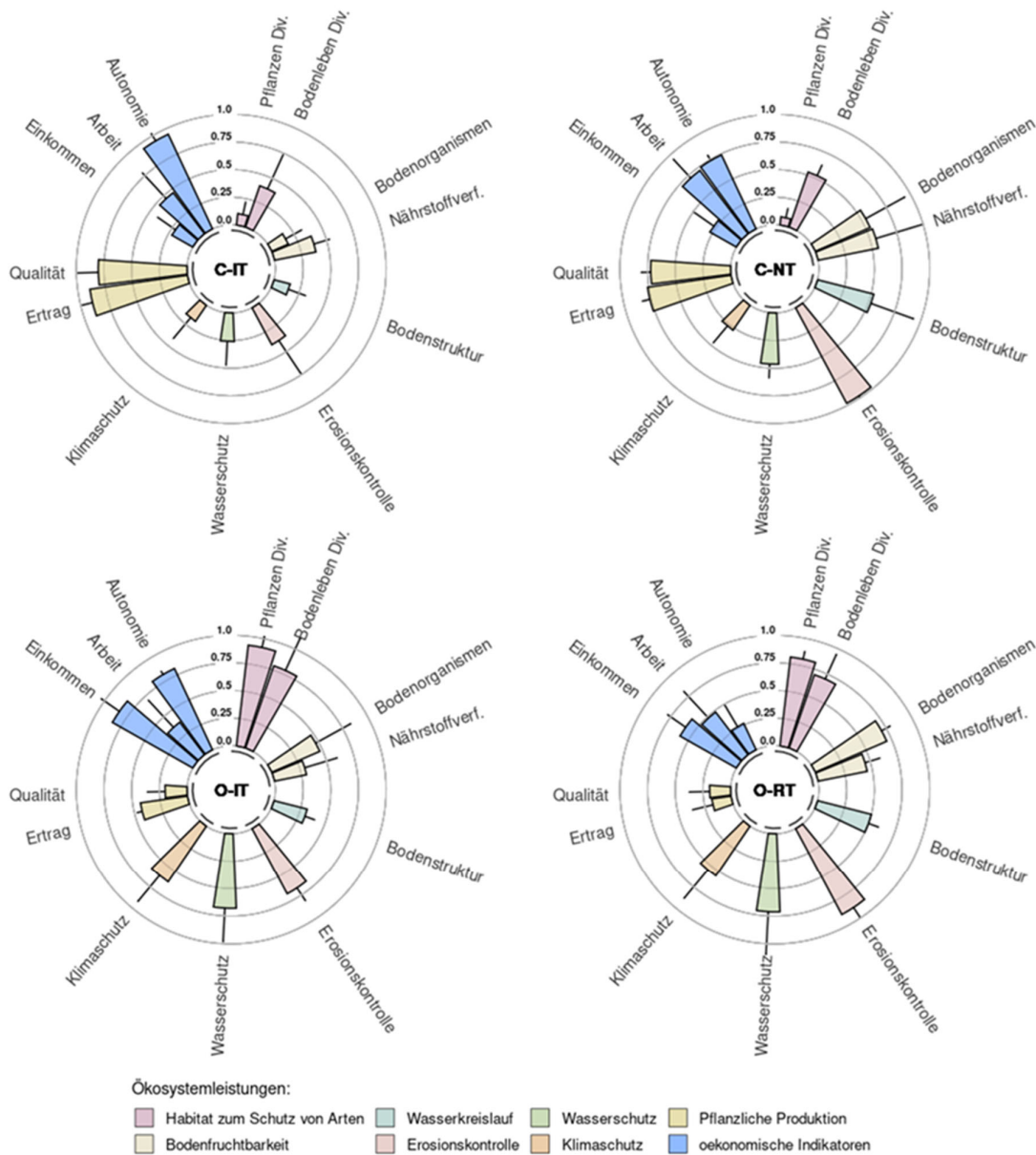


Abbildung 5: Skalierte (Z-score normalisiert zwischen 0 = tiefste Wert und 1 = höchste Wert) Ökosystemfunktionen (Indikatoren) für den vier untersuchte Systeme (C-IT: konventionell mit Pflug, C-NT: konventionell Direktsaat, O-IT: biologisch mit Pflug, O-RT: biologisch mit reduzierter Bodenbearbeitung) gruppiert in den sieben Ökosystemleistungen und ökonomischen Indikatoren (angepasst von Wittwer et al., 2021).



### 4.1.3 Ergebnisse und Diskussion

Die untersuchten Ackerbausysteme unterscheiden sich deutlich, wenn man die unterschiedlichen Funktionen und Ökosystemdienstleistungen (ÖSL) anschaut (Abbildung 5 und 6). Das biologische und bodenkonservierende System erhöht die unterstützenden (z.B. Erhalt der Biodiversität und Bodengesundheit) und regulierenden ÖSL (z.B. der Schutz von Boden, Wasser und Klima) im Vergleich zum konventionellen Anbau mit Pflug. Der Schutz von Wasser und Klima wird hauptsächlich durch den Verzicht auf Kunstdünger und Pestizide in den biologischen Systemen erreicht. Im Gegensatz sind die bereitstellenden ÖSL (Ertrag) am höchsten in der konventionellen Landwirtschaft mit Pflug. Die tiefere Produktivität unter biologischer Bewirtschaftung wirkte sich aber nicht negativ auf das Einkommen aus, da der geringere Ertrag durch höhere Produzentenpreise und Agrarförderbeiträge kompensiert wurde (Abbildung 5 und Abbildung 6).

Insgesamt erbringen eine biologische Bewirtschaftung und bodenschonende Bodenbearbeitung ohne Pflugeinsatz mehr ÖSL auf höherem Niveau als eine konventionelle Bewirtschaftung, die vor allem auf eine höhere Produktivität setzt. Demnach gibt es kein System, das überall am besten abschneidet (Abbildung 5).

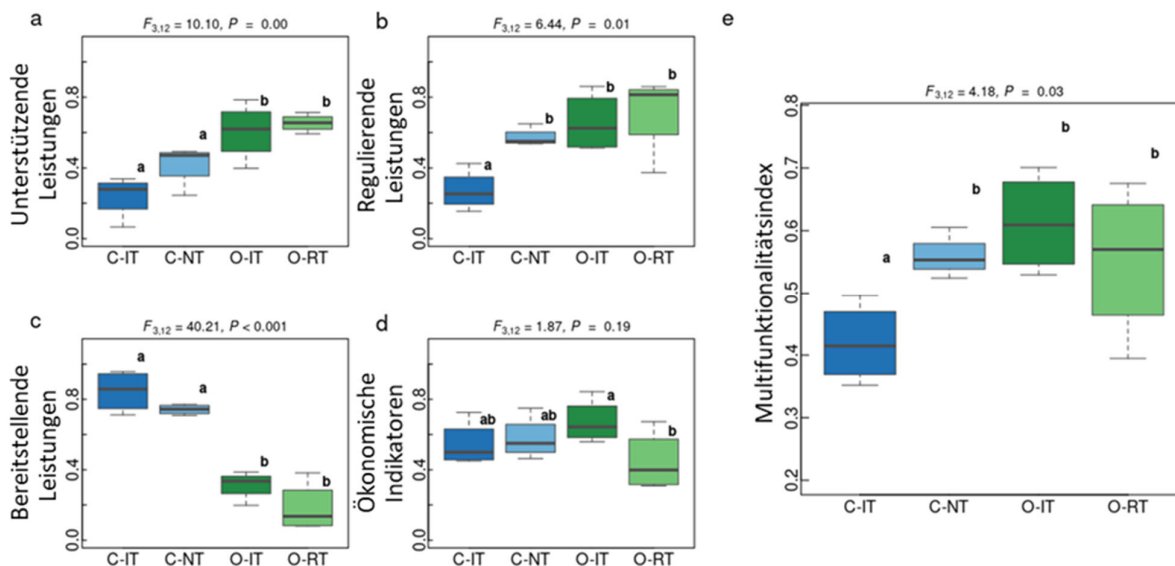


Abbildung 6: Gemittelte Leistungserbringung auf Kategorie Ebenen (a: unterstützende, b: regulierende, c: bereitstellende, d: ökonomische) für den vier untersuchte Systeme (C-IT: konventionell mit Pflug, C-NT: konventionell Direktsaat, O-IT: biologisch mit Pflug, O-RT: biologisch mit reduzierter Bodenbearbeitung), sowie die Berechnung des Multifunktionalitätsindex bei gleicher Gewichtung der Indikatoren (e). Skalierte Werte (Z-score normalisiert zwischen 0 = tiefste Wert und 1 = höchste Wert) sind angezeigt.

Zusammen betrachtet zeichnen sich alternative Anbausysteme, wie der biologische Landbau und die konservierende Bodenbewirtschaftung, durch eine höhere Multifunktionalität aus (Abbildung 6). Die Untersuchung der Beziehungen (Korrelationen) zwischen den Leistungskategorien zeigt, dass es einen klaren Zielkonflikt (negative Korrelation) gibt, bei dem die bereitstellenden Leistungen den unterstützenden und regulierenden Leistungen gegenüberstehen (Abbildung 7). Im Gegensatz dazu zeigte sich eine Synergie darin, dass unterstützende Leistungen zu regulierenden Leistungen beitragen.

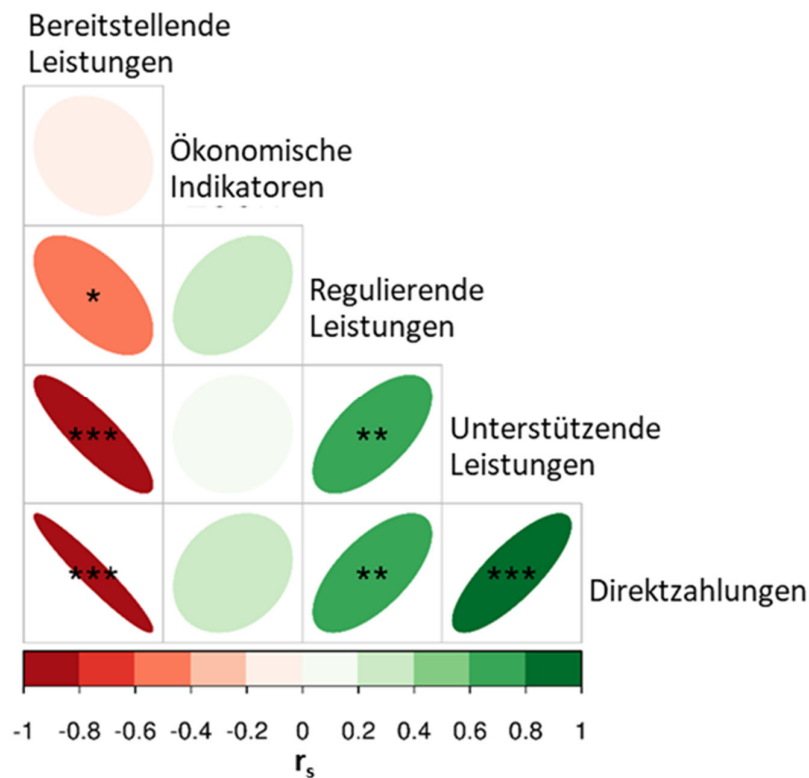


Abbildung 7: Korrelationsmatrix zur Veranschaulichung der Zielkonflikte und Synergien zwischen den ÖSL-Kategorien. Die Variable Direktzahlungen wurde ebenfalls integriert, um die Auswirkungen der Agrarumweltpolitik auf ÖSL zu veranschaulichen. Farbige Legende und Ellipsen veranschaulichen die Werte des Spearman Koeffizienten ( $r_s$ ). Sterne zeigen das Signifikanzniveau der Korrelation an (\* $P < 0.05$ , \*\* $P < 0.01$  und \*\*\* $P < 0.001$ ).

#### 4.1.4 Schlussfolgerungen

Anhand dieses Fallbeispiels konnten wir zeigen, dass die konservierende Landwirtschaft und der ökologische Landbau die unterstützenden und regulierenden Leistungen von Ackerbausystemen verbessern. Dies führt zu einer höheren Multifunktionalität der Systeme, wenn alle ÖSL gleich gewichtet werden. Es zeigt aber auch, dass es Zielkonflikte zwischen Produktivität und regulierenden ÖSL gibt, die durch geeignete Massnahmen (z. B. Unterstützungsbeiträge) abgefedert werden sollten. Es muss also klar definiert werden, welche ÖSL die Landwirtschaft in welchem Umfang liefern soll, und wie diese entgeltet werden. Eine Weiterentwicklung solcher Analysen auf Betriebsebene mit klar definierten und anwendbaren Indikatoren und Zielwerten (z. B. maximal erreichbarer oder angestrebter Ertrag, verbindliche Grenzwerte für Treibhausgasemissionen) wäre der nächste Schritt, um nachhaltige Systeme und Förderinstrumente zu entwickeln und zu bewerten.



## 4.2 Grasland: Ökosystemleistungen aus dem Grasland in Abhängigkeit von der Nutzungsart und Bewirtschaftungsintensität (Richter et al., 2024).

### 4.2.1 Ziel und Aufbau der Untersuchung

Grasland besitzt eine ausserordentlich hohe Anzahl verschiedener Ökosystemleistungen (ÖSL; (Schils et al., 2022). Da einzelne ÖSL oft in Konkurrenz stehen, nimmt die Art der Bewirtschaftung starken Einfluss darauf, welche Leistungen eine Graslandparzelle letztendlich erbringt. Bereits bekannt ist dies beispielsweise für den Zielkonflikt zwischen Futterproduktion und Biodiversitätsschutz. Eine nachhaltige Bewirtschaftung muss somit nicht nur auf die Produktion von Marktgütern ausgerichtet sein, sondern auch viele nicht marktfähige ÖSL berücksichtigen, wie etwa die Erholungsfunktion und die Kohlenstoffspeicherung. Allerdings fehlte bisher das Wissen, welche Art der Graslandbewirtschaftung welche ÖSL fördert oder herabsetzt, und wie die Summe aller Leistungen, die Multifunktionalität, dadurch beeinflusst wird.

Wir untersuchten die Effekte von drei zentralen Bewirtschaftungsmassnahmen auf einzelne ÖSL und die Multifunktionalität von Schweizer Dauergrasland (Richter et al., 2024). Betrachtet wurden (i) biologische verglichen mit konventioneller Bewirtschaftung (zumeist IP Suisse), (ii) extensive Nutzung als Biodiversitätsförderfläche verglichen mit intensiver Bewirtschaftung (d. h. Düngung und früher Schnitt erlaubt) und (iii) die Nutzung als Weide verglichen mit der Nutzung als Wiese. Da diese drei Massnahmen in der Praxis frei kombinierbar sind, wurden insgesamt acht Graslandtypen untersucht, die aus der Kombination der drei Massnahmen entstehen. So konnte erfasst werden, wie sich jede einzelne Massnahme und die verschiedenen Kombinationen auf die Multifunktionalität des Graslands auswirken. Die Untersuchung nutzte hierfür 86 Parzellen von landwirtschaftlichen Betrieben im Kanton Solothurn (Abbildung 8), der durch seine Lagen im Jura und im Mittelland mit vielen Schweizer Regionen vergleichbar ist.



Abbildung 8: Die unterschiedlichen Grüntöne zeigen unterschiedliche Typen von Grasland, die in einer Landschaft, wie dem Solothurner Jura, kombiniert werden. Bei der Messung der Ökosystemleistungsindikatoren stellten Weidekäfige sicher, dass der Aufwuchs probiert werden konnte, auch wenn das Grasland von Weidetiere abgegrast wurde.

### 4.2.2 Messungen und Analyse

Auf den Untersuchungsflächen wurden in den Jahren 2020 und 2021 insgesamt 22 Indikatoren für zwölf ÖSL nach der CICES Typologie erhoben (Abbildung 3; (Haines-Young & Potschin, 2018). Da alle Indikatoren in verschiedenen Einheiten vorlagen, wurden die Werte durch Division mit dem maximalen Wert des jeweiligen Indikators normalisiert. Wenn ein hoher Wert eines Indikators eine geringe Leistung darstellt, wie z. B. im Fall von Bodenverdichtung, wurden die normalisierten Werte von 1 abgezogen, um sie umzukehren. So zeigt ein höherer Wert immer eine höhere Leistung an. Um den Effekt der drei Bewirtschaftungsmassnahmen auf die erhobenen Indikatoren zu ermitteln, wurde ein generalisiertes lineares Modell mit latenten Variablen genutzt (GLLVM, Niku et al., 2019). Um den Einfluss der Bewirtschaftungsmassnahmen auf die ÖSL nach CICES und die Multifunktionalität zu ermitteln, wurde ein Log-Response-Verhältnis berechnet. Für jeden Vergleich (Bio oder Konventionell, Extensiv oder Intensiv, Weide oder Wiese) wurde das logarithmierte Verhältnis des Vergleichs berechnet. Anschliessend wurden die Log-Response-Verhältnisse von Indikatoren, die einer gemeinsamen ÖSL zuzuordnen waren (Abbildung 3), durch Mittelwertbildung zusammengefasst. Das mittlere Log-Response-Verhältnis über alle ÖSL einer Kategorie wurde als Mass für den

Effekt der Bewirtschaftung auf die jeweilige Multifunktionalität in dieser Kategorie verwendet (Abbildung 10). In der Studie wurde somit getrennt untersucht, wie sich die Bewirtschaftung auf (i) die einzelnen Indikatoren, (ii) die daraus resultierenden ÖSL und (iii) die Multifunktionalität auswirkt.

### 4.2.3 Ergebnisse und Diskussion

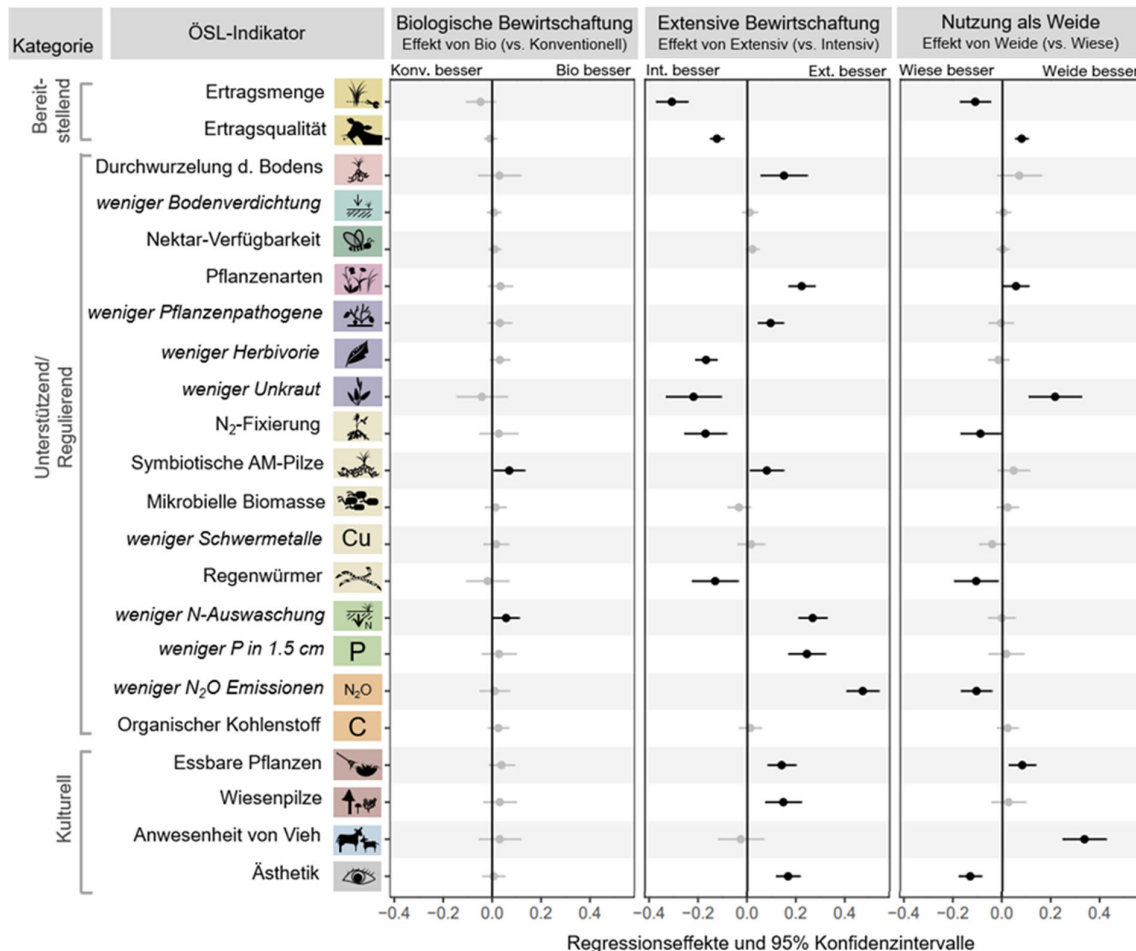


Abbildung 9: Die Effekte der drei Bewirtschaftungsmassnahmen (biologisch oder konventionell, extensiv oder intensiv, Weide oder Wiese) auf 22 Indikatoren für Ökosystemleistungen, aufgeteilt in die Kategorien (i) bereitstellende (produzierende), (ii) unterstützende bzw. regulierende und (iii) kulturelle Leistungen. Schwarz dargestellt sind statistisch signifikante ( $p < 0.05$ ) und in hellgrau nicht signifikante Regressionseffekte.

Die Ergebnisse zeigen, dass die drei Bewirtschaftungsmassnahmen die ÖSL deutlich beeinflussen, aber jeweils unterschiedlich stark. Biologische Graslandbewirtschaftung zeigte nur einen geringen Effekt auf die 22 Indikatoren (Abbildung 9) und die zwölf ÖSL (Abbildung 10). Allerdings wies biologisches Grasland einen höheren Anteil an symbiotischen Mykorrhizapilzen auf und hatte ein geringeres Risiko der N-Auswaschung als konventionelle Bewirtschaftung. Es war insgesamt jedoch kein signifikanter Einfluss der biologischen Bewirtschaftung auf die Multifunktionalität zu beobachten (Abbildung 10). Der Grund für diesen schwachen Effekt ist vermutlich in der sehr ähnlichen Bewirtschaftung von biologischem und konventionellem Grasland zu finden, denn flächige Pestizidanwendung ist im Grasland generell selten und Kunstdünger kann weitgehend durch organischen Dünger ersetzt werden.

Die extensive Bewirtschaftung hatte den grössten Einfluss der drei untersuchten Bewirtschaftungsmassnahmen. Während die Indikatoren für bereitstellende ÖSL, Futtermenge (Biomasse) und deren Qualität, durch extensive Bewirtschaftung verringert wurden, profitierten viele Indikatoren für kulturelle ÖSL (essbare Pflanzen, Wiesenpilze und Ästhetik) von extensiver Bewirtschaftung (Abbildung 9). Dieser Zielkonflikt zwischen den Kategorien der bereitstellenden und kulturellen ÖSL spiegelte sich auch in der Multifunktionalitätsanalyse wider (Abbildung 10). Zudem wurden einige unterstützende/regulierende Leistungen durch extensive Bewirtschaftung gefördert, während eine leicht geringere Anzahl verringert wurde. Insgesamt wurde so die Multifunktionalität, berechnet über alle Leistungen hinweg, gefördert (Abbildung 10). Dieses Ergebnis zeigt, wie stark sich die Nutzungsintensität, insbesondere die Düngung, auf die ÖSL des Graslands auswirkt.

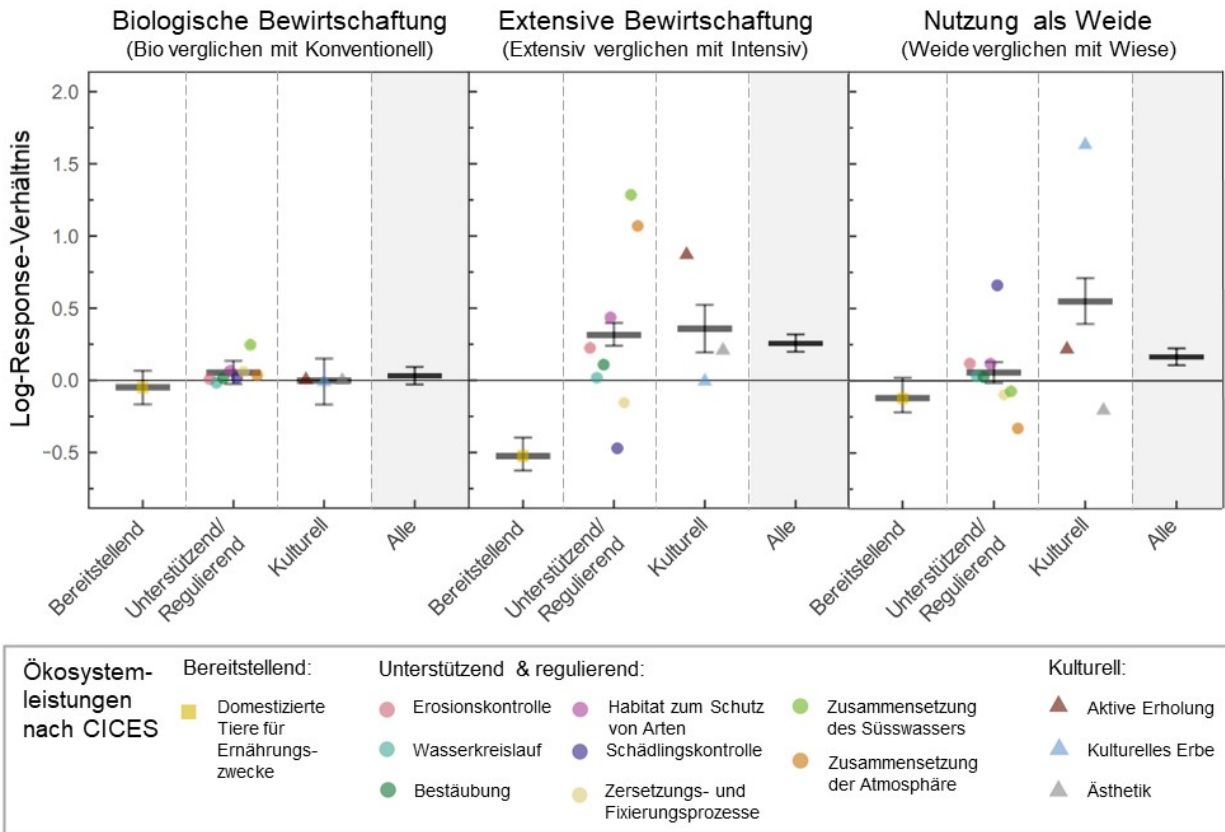


Abbildung 10: Effekte der drei Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die zwölf Ökosystemleistungen (ÖSL) nach CICES und deren Multifunktionalität, dargestellt für (i) bereitstellende, (ii) unterstützende/regulierende und (iii) kulturelle ÖSL, sowie (iv) alle ÖSL gemeinsam. Existierte mehr als ein Indikator pro ÖSL, so wurden die Log-Response Verhältnisse der Indikatoren gemittelt, um den Effekt der Bewirtschaftung auf die jeweilige Leistung abzubilden. Ebenso würden die Verhältnisse der pro Kategorie und über alle Leistungen gemittelt. Es lässt sich erkennen, dass es insbesondere bei der extensiven Bewirtschaftung einen Zielkonflikt gibt zwischen bereitstellenden ÖSL auf der einen und zahlreichen unterstützenden/regulierenden und kulturellen ÖSL auf der anderen Seite. Trotzdem wird die Multifunktionalität über alle ÖSL sowohl durch extensive Bewirtschaftung als auch durch die Nutzung als Weide erhöht.

Die Nutzung als Weide oder als Wiese beeinflusste die Indikatoren und die Multifunktionalität mehr als eine biologische Nutzung, aber weniger als die extensive Bewirtschaftung. Bei den Indikatoren gab es wiederum einige Zielkonflikte, da es in jeder Kategorie sowohl Indikatoren gab, die von Weide profitierten, als auch solche, die von Wiese profitierten (Abbildung 9). Insbesondere waren Futterqualität, Pflanzenartenzahl, weniger Unkraut, essbare Pflanzen, und Tierbeobachtung in Weiden erhöht, während Futtermasse, N<sub>2</sub>-Fixierung, Abundanz von Regenwürmern, weniger N<sub>2</sub>O-Emissionen, und Ästhetik in Wiesen höhere Werte erzielten. Die übergreifende Multifunktionalität wurde durch Weidenutzung allerdings nur leicht erhöht (Abbildung 10). Diese Unterschiede zwischen Weiden und Wiesen resultieren vermutlich sowohl aus unterschiedlichen Pflanzengemeinschaften als auch aus Unterschieden in der Nutzung. So war das Niveau der Düngung in Wiesen höher als in Weiden, was zu einem höheren Ertrag in Wiesen führte. Zugleich wurden Weiden früher genutzt als Wiesen, was zu einer besseren Futterqualität im ersten genutzten Aufwuchs der Weiden führte.

Die Studie verdeutlicht auch, dass verschiedene Indikatoren für dieselbe ÖSL unterschiedlich auf eine spezifische Bewirtschaftungsmaßnahme reagieren können, mal mit Zuwachs und mal mit Abnahme. Dies traf insbesondere auf unterstützende und regulierende ÖSL zu. Diese Erkenntnis unterstreicht die Notwendigkeit einer sorgfältigen Auswahl von Indikatoren für Analysen der Multifunktionalität von Agrarökosystemen.

#### 4.2.4 Schlussfolgerungen

Die Studie zeigte den grossen Einfluss der Art und Weise der Graslandbewirtschaftung auf ÖSL und deren Multifunktionalität, was die Bedeutung von Bewirtschaftungsentscheidungen und agrarpolitischen Regulationen für die vom Dauergrasland erbrachten Leistungen hervorhebt. Für eine auf spezifische ÖSL abzielende Graslandbewirtschaftung ist es wichtig, dass durch die extensive Bewirtschaftung und die Nutzung einer Parzelle als Weide beispielsweise die Multifunktionalität der jeweiligen Parzelle beeinflusst werden kann. Die beobachteten Zielkonflikte, insbesondere zwischen bereitstellenden und kulturellen ÖSL, können nur durch die Existenz verschiedener Graslandtypen auf einem Hof und in der Landschaft ausgeglichen werden. Dies ermöglicht es, die Bewirtschaftung von Parzellen so zu gestalten, dass innerhalb einer Region alle von der Gesellschaft benötigten Ökosystemleistungen erbracht werden können. Eine gezielte Bewirtschaftung erlaubt so auch die Steigerung einzelner ÖSL. Wird beispielsweise eine Unterversorgung an kulturellen Ökosystemleistungen festgestellt, dann kann eine extensive Bewirtschaftung und die Umwandlung von Wiesen in Weiden helfen, dies auszugleichen. Ähnlich lassen sich durch zusätzliche Anreize für extensive Bewirtschaftung regulierende Leistungen stärken.



## 5 Anwendung und Ausblick

**Ökosystemleistungen (ÖSL) und Multifunktionalitätsanalysen machen die Leistungen von Natur und Landwirtschaft sicht- und messbar. So lassen sich die Auswirkungen zukünftiger Landnutzungsentscheidungen auf die Gesellschaft abbilden.**

### 5.1 Übertragbarkeit in die Praxis

Ökosystemleistungen (ÖSL) und Multifunktionalitätsanalysen verbinden konzeptionelle Überlegungen mit Landnutzungsempfehlungen, indem sie die Leistungen von Natur und Landwirtschaft messen und sichtbar machen. Die Untersuchung von Bewirtschaftungseffekten hilft Entscheidungsträgern dabei, auf eine relative einfache und objektive Art die ÖSL unterschiedlicher Anbausysteme zu vergleichen und Handlungsempfehlungen abzuleiten. Zu diesem Ansatz gehört auch, dass Akteure gezwungen sind, über die Priorisierung (Gewichtung) der verschiedenen ÖSL nachzudenken.

Das ÖSL-Konzept ist für die Landwirtschaft nützlich, denn es zeigt, was die Landwirtschaftsbetriebe neben Futter- und Lebensmitteln sonst noch alles für die Gesellschaft produzieren. Dadurch unterstützen ÖSL auch die Kommunikation zwischen Landwirtschaft und Verbraucherinnen und Verbrauchern. Instrumente zur Multifunktionalitätsanalysen können:

1. den Beitrag der Ökosysteme zur Wohlfahrt systematisch sichtbar zu machen und damit die Öffentlichkeit sensibilisieren;
2. dazu beizutragen, dass die Umwelt und ihre Leistungen ein angemessenes Gewicht in politischen Entscheidungen erhalten;
3. die Erfolgskontrolle der Umwelt- und Agrarpolitik verbessern.

Die Verschlechterung der Ökosysteme zu stoppen und langfristig rückgängig zu machen und gleichzeitig die steigende Nachfrage nach ihren Leistungen zu befriedigen, bleibt eine wichtige Herausforderung für die Zukunft. Dies wird allerdings erhebliche Veränderungen in Politik, Institutionen und Praktiken erfordern. Multifunktionsanalysen können dabei helfen, Bewirtschaftungsmassnahmen zu identifizieren, die Zielkonflikte möglichst vermeiden oder zumindest zu reduzieren. Dem sind jedoch Grenzen gesetzt, denn einige Zielkonflikte können auf der Ebene einer Parzelle nicht erreicht werden. Beispielsweise lassen sich intensive Lebensmittelproduktion und die Förderung der Biodiversität auf einer Fläche und mit derselben Kultur nicht erreichen. Um solche unvermeidbaren Zielkonflikte aufzulösen, muss man unterschiedliche Ökosysteme auf Landschaftsebene kombinieren, um die Gesellschaft mit allen benötigten Leistungen zu versorgen. Beispielsweise ist die Kombination von verschiedenen Graslandtypen die Grundlage des abgestuften und standortangepassten Futterbaus der Schweiz, bei dem extensive, wenig intensive, mittelintensive und intensive Bestände nebeneinander existieren. Diese Betrachtung muss dann auch auf anderen landwirtschaftliche und natürliche Ökosysteme ausgeweitet werden.

### 5.2 Ausblick

Es ist zu erwarten, dass die Sicherung und Förderung von ÖSL weiterhin eine grosse Rolle für die Landwirtschaft und dazugehörige Agrar- und Umweltpolitik spielen wird. Aus diesem Grund ist eine der zukünftigen Herausforderungen das Entwickeln von Indikatoren für ÖSL zur einfachen Handhabung auf dem Betrieb, möglicherweise als Teil von digitalen Betriebsmanagementsystemen. Hierzu benötigt es dann Empfehlungen, wie spezifische ÖSL beispielsweise durch eine angepasste Bewirtschaftung gezielt gefördert werden können. Dafür braucht es aber klar definierte und akzeptierte Definitionen und passende Indikatoren.

Abbildung 11 veranschaulicht einen möglichen Weg zur Integration von Bewertungen der Multifunktionalität in die Gestaltung der Agrarpolitik und zur Förderung der Nachhaltigkeit auf der Ebene der landwirtschaftlichen Betriebe unter Einbeziehung von Entscheidungsträger, Forschern und Landwirten. Als Voraussetzung sollten geeignete Standards für Ökosystemfunktionen und -leistungen festgelegt und vereinbart werden, damit klare Ziele definiert werden können (1). Darüber hinaus sollten geeignete Indikatoren entwickelt werden, die allgemein anwendbar sind und als verlässliche Näherungswerte für ÖSL dienen (2). In der Schweiz werden verschiedene Überwachungsprogramme durchgeführt,



wie z. B. die Nationale Bodenbeobachtung (NABO), die Agrarumweltindikatoren (AOU, MAUS) oder das Betriebsbuchhaltungsdatennetz von Agroscope. Zusammen mit den Erkenntnissen aus Anbausystem-Langzeitversuchen könnten diese eine solide Grundlage für die Entwicklung geeigneter Indikatoren und Modelle bieten, die in Instrumente zur vereinfachten Analyse der Multifunktionalität integriert werden können. In Kombination mit den angegebenen Zielen und Daten aus den Betrieben könnte eine Bewertung der Multifunktionalität und des Erreichens oder Verfehlens bestimmter Ziele vorgenommen werden (3). Es ist ebenfalls zu erwarten, dass die Digitalisierung der Betriebe die Datengrundlage erweitern wird und somit die Messung und Überwachung von ÖSL in der Zukunft zumindest stellenweise vereinfachen wird. Basierend auf diesen Erkenntnissen können angepasste Anreize (Förderprogramme) entwickelt werden, um die Leistung der Betriebe und die Erfüllung der Ziele zu verbessern (4). Da es sich um einen dynamischen Prozess handelt, ist jeder dieser Schritte nicht statisch und ermöglicht die kontinuierliche Bewertung und Verbesserung von Indikatoren, Zielen, Betriebsleistung und Anreizen (♻️).

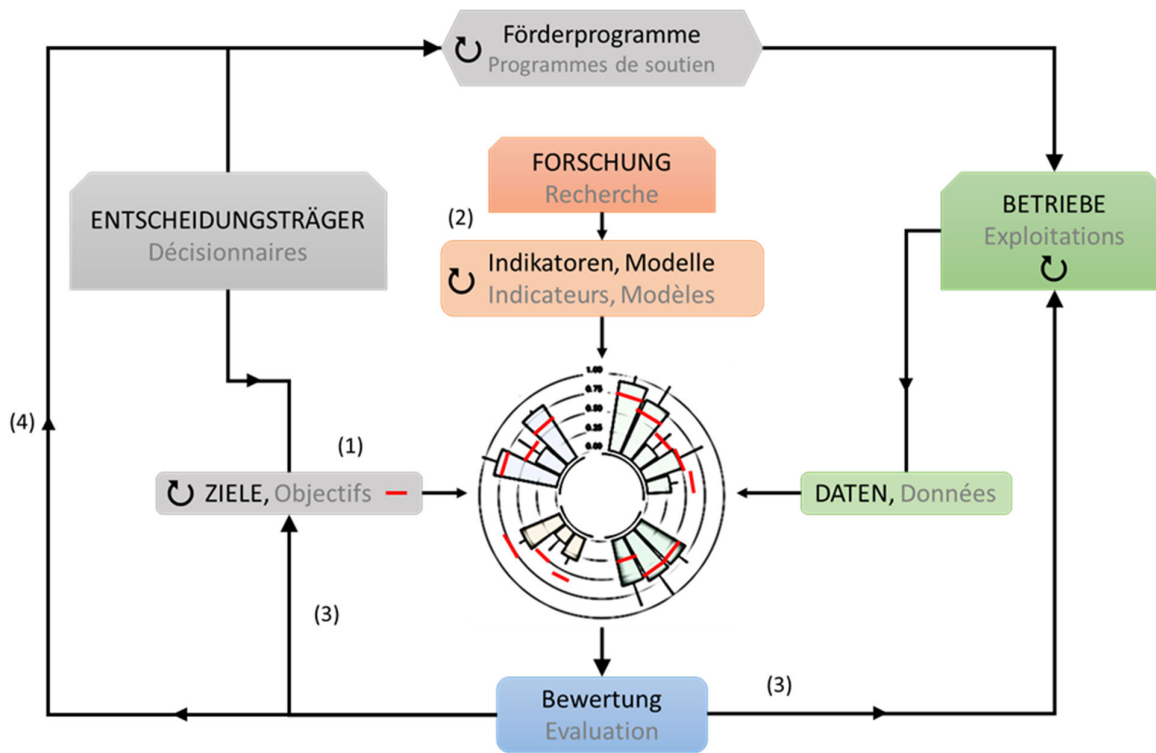


Abbildung 11: Konzeptioneller Ansatz für die Einführung eines Bewertungsinstruments zur Bewertung der Leistung des landwirtschaftlichen Betriebs bzw. des Anbausystems, der Anreizleistung oder der Zielerreichung. Festgelegte Ziele (1) und geeignete Indikatoren (2) sollten in die Bewertung der Multifunktionalität integriert werden, um die Leistung des Betriebs und die Zielerreichung (3) zu bewerten und die Entwicklung gezielter Anreize (4) in einem dynamischen Optimierungsprozess zu ermöglichen.

Es ist zu erwarten, dass bei konstanter landwirtschaftlicher Produktion die Multifunktionalität auf Landschaftsebene gesteigert werden kann, wenn Landnutzung nicht primär auf Ebene eines Betriebes, sondern auf grösseren räumlichen Skalen gedacht und gelenkt wird. Zu einer solchen Effektivitätssteigerung können auch Kooperation zwischen Betrieben beitragen, wie es etwa in Vernetzungsprojekten bereits etabliert wurde. Solche Ansätze auf Landschaftsebene haben die Möglichkeit, die landwirtschaftliche Nutzung einer Lokalität besser an die gegebenen Umweltbedingungen anzupassen (*spatial targeting*) (Uthes et al., 2010). Jedoch ist das geplante Management auf Landschaftsebene nicht einfach in die etablierten Strukturen zu integrieren, da diese in der Regel den Betrieb als zentrale Einheit betrachten. In jedem Anwendungsfall und auf jeder Ebene sollte die Verwendung von Standards i) die Terminologie und den Kontext, ii) die für die Leistungserbringung verwendeten Daten und Methoden und iii) die Art und Weise, wie die Bewertung der Leistung erfolgt, klar definieren (Polasky et al., 2015). Während über die allgemeinen Begriffe und Konzepte relativ leicht Einigkeit erzielt werden könnte und die verwendeten Daten und Methoden an Verbesserungen angepasst werden könnten, bleiben die grössten Herausforderungen und Unsicherheiten bei der Monetarisierung von ÖSL (z. B. Anreizbeträge) und der angemessenen Wahl von Schwellenwerten (Zielen) bestehen.

## 6 Appendix: Messung von Ökosystemleistungen

### 6.1 Systemgrenzen

Ökosystemleistungen (ÖSL) werden oft als der Beitrag eines konkreten Ökosystems betrachtet. Beispielsweise liefert eine Wiese hochwertiges Viehfutter, speichert Kohlenstoff in ihrem Boden und kann im Winter fürs Skifahren genutzt werden. Allerdings lässt sich das Konzept der Ökosystemleistungen auf verschiedenen Skalen denken (Abbildung 1). Im Kleinen sind etwa Mikroorganismen für den Abbau und Umsatz von organischem Material verantwortlich, und tragen so zu wichtigen Ökosystemleistungen im Boden bei (FAO, 2015). Im Grossen können die Leistungen eines ganzen Hofes, einer ganzen Landschaft oder eines Kontinents berechnet werden, indem mehr als nur ein Typ von Ökosystem betrachtet wird und die Leistungen im jeweiligen Raum zusammengerechnet werden (Hölting, Jacobs, et al., 2019).

Nicht immer lassen sich die Vorteile einer Ökosystemleistung an Ort und Stelle nutzen. Die positiven Wirkungen von gespeichertem Kohlenstoff auf das Klima sind auch weit entfernt vom eigentlichen Ökosystem von Nutzen. Dieses Beispiel zeigt, dass es wichtig ist, Ökosystemleistungen in einem System zu denken, in dem die Einflussfaktoren auf die jeweiligen Leistungen eingeschlossen und auch die Menschen eingebunden sind, welche von den Leistungen profitieren. So ergibt sich ein sozio-ökologisches System, in dem Ökosystemleistungen «produziert» werden, wenn eine gesellschaftliche Nachfrage nach diesen vorliegt. In dieses System müssen auch entsprechende Ansätze zur Förderung von Ökosystemleistungen eingepasst werden (Abschnitt 5).

In der Landwirtschaft, werden viele Ökosystemleistungen durch ein Hinzufügen von Hilfsmitteln, wie Düngern oder das Anwenden von Pflanzenschutzmitteln, beeinflusst. Das Konzept der Ökosystemleistungen bezieht sich allerdings auf den Beitrag des Ökosystems zu einer Leistung, beispielsweise die natürliche Kontrolle von Schadinsekten durch Vögel und andere Räuber. Werden solche natürlichen Leistungen durch anthropogene Hilfsmittel ersetzt, sollten diese bei der Erfassung der Ökosystemleistungen berücksichtigt werden. Ansonsten verzerren diese Hilfsmittel die erbrachten Leistungen, da sie streng genommen nicht Teil des Ökosystems und damit auch nicht Teil der Ökosystemleistungen sind (Bethwell et al., 2021). Aus diesem Grund sollten die Effekte von Bewirtschaftungsmassnahmen dokumentiert werden, wenn Ökosystemleistungen von unterschiedlich landwirtschaftlichen Systemen verglichen werden.

### 6.2 Indikatoren für Ökosystemleistungen

Bereitstellende Leistungen wie land- oder forstwirtschaftliche Erträge sind klar definiert und daher zumeist direkt messbar. Bei vielen anderen Ökosystemleistungen stellt sich allerdings die Frage, wie diese für eine Analyse erfasst werden können. Wie misst man zum Beispiel den Beitrag einer Parzelle zu einem attraktiven Landschaftsbild, und mit welcher Messung erfasst man am besten den Erosionsschutz eines Graslands? In vielen Fällen muss vor der Erfassung einer Ökosystemleistung ein geeigneter Indikator gefunden werden, der anstelle der übergeordneten Leistung gemessen wird (Staub et al., 2011). Oft können auch mehrere Indikatoren betrachtet und verrechnet werden (Abschnitt 7.1.1), um mehrere Aspekte einer Ökosystemleistung abzudecken. Für den Erosionsschutz können beispielsweise die Bedeckung des Bodens mit Pflanzen und die Durchwurzelung des Oberbodens betrachtet werden anstatt einer direkten Messung des Sedimentabtrags in Falle eines Erosionsereignisses, was sehr aufwändig und kaum zeitlich durchführbar wäre (Abbildung 2).

Indikatoren basieren auf vorhandenem Fachwissen oder müssen durch Voruntersuchungen verifiziert werden. Im besten Fall stellen Indikatoren einen Prozess oder Fluss dar, der unmittelbar mit der Funktion verbunden ist, die der jeweiligen Ökosystemleistung zugrunde liegt (Garland et al., 2020). Dies kann etwa die langfristige Speicherung von Kohlenstoff in einem Ökosystem als Beitrag zum Klimaschutz sein, erfasst durch die Bilanz von Aufnahme und Abgabe von CO<sub>2</sub>. Nicht oder nur langfristig beeinflussbare Eigenschaften von Ökosystemen sind weniger geeignet, um Veränderungen in den Ökosystemleistungen nachvollziehen zu können und Empfehlungen für die Landbewirtschaftung abzuleiten (Garland et al., 2020).

Die Ansprüche an einen Indikator sind hoch, da die Wahl des Indikators das Ergebnis einer Studie beeinflussen kann. Deshalb müssen Indikatoren eine Reihe von Voraussetzungen erfüllen. Starke Indikatoren sollten:

- eindeutig mess- und interpretierbar,
- repräsentativ für die jeweilige Ökosystemleistung,
- kostengünstig, zugänglich und leicht erfassbar und
- breit akzeptiert sein.

Weitere Kriterien zur Auswahl eines geeigneten Indikators können Datenverfügbarkeit, finanzieller Aufwand zur Erhebung und die Möglichkeit zur ökonomischen Inwertsetzung, der Monetarisierung einer Leistung, sein. Für die Messung eines Indikators kann es dann noch mehrere Methoden zur Messung geben, aus denen die geeignetste auszuwählen ist, oder von denen mehrere zum Einsatz kommen, um komplexe Ökosystemleistungen wie etwa Erosionsschutz und Nährstoffverfügbarkeit abzubilden (Abbildung 2).

## 7 Appendix: Multifunktionalitätsanalysen

### 7.1 Methoden

#### 7.1.1 Datentransformation, vereinheitlichen und Bündeln von Indikatoren

Damit verschiedene Indikatorwerte mit jeweils individuellen Messskalen und Einheiten in einer Multifunktionalitätsanalyse zusammen analysiert werden können, müssen diese erst auf eine einheitliche Skala normalisiert werden. Dazu bieten sich verschiedene Ansätze (Tabelle 1), die sich je nach Ziel und Fragestellung einer Studie besser oder schlechter eignen.

Indikatoren folgen, gemäss der Definition von ÖSL, dem Grundsatz «mehr ist besser» (Staub et al., 2011). Das heisst, ein höherer Indikatorwert steht für eine höhere Leistung. Manchmal muss deshalb ein Messwert «umgedreht» werden, wenn niedrige Werte eine hohe ÖSL anzeigen. Beispielsweise zeigt das seltene Auftreten von Schadinsekten eine hohe ÖSL «Kontrolle von Schadorganismen» an. In so einem Fall würde das Vorkommen eines Schadinsekts dann mathematisch umgerechnet werden in das Fehlen von Schadorganismen, um einen passenden «positiven» Indikator für diese ÖSL zu erhalten. Hierzu können unterschiedliche mathematische Ansätze genutzt werden, wie den höchsten Messwert von allen einzelnen Werten abzuziehen. Diese Umrechnung kann sowohl vor oder nach die Datennormalisierung gemacht werden.

Für bestimmte ÖSL können verschiedene Prozesse eine Rolle spielen und die ÖSL kann somit durch verschiedene Indikatoren abgeschätzt werden (Abbildung 2). Zum Beispiel, kann die Sicherung der Bodenfruchtbarkeit durch die Erfassung von verschiedenen Nährstoffgehalten, die bodenbiologische Aktivität und den Zustand der Bodenaggregate abgebildet werden. In einem solchen Fall, wo mehrere Messgrössen (Indikatoren) für eine ÖSL erhoben werden, sollten diese vor der Berechnung einer Multifunktionalität gebündelt werden, um eine Übergewichtung gegenüber anderen ÖSL zu vermeiden.

Tabelle 1: Mögliche Ansätze zur Daten Normalisierung, um Multifunktionalitätsanalysen berechnen zu können.

Datentransformation	Beschreibung	Vorteile	Nachteile
Z-Transformation (Z score)	Daten werden relativ zum Mittelwert des Indikators in Standardabweichungs-Einheiten normalisiert	Unterschiedliche Leistungen können zusammen dargestellt und verrechnet werden	Vergleich nur innerhalb des Datensatzes; kleine Unterschiede werden durch diese Transformation «aufgebläht»
Transformation zwischen 0 und 1 (min/max)	Daten werden für jeden Indikator zwischen 0 (jeweils kleinster Wert) und 1 (jeweils grösster Wert) skaliert	Intuitive und weit verbreitete Methode, die unabhängig von den Skalen arbeitet, auf denen ein Indikator gemessen wurde	Vergleich nur innerhalb eines Datensatzes; kleine Unterschiede werden durch diese Transformation "aufgebläht", da das Verhältnis zwischen Mittelwert und Varianz nicht erhalten bleibt
Relativ zu Maximalwert	Daten werden relativ zu dem grössten Wert des Indikators normalisiert.	Relative Unterschiede verhältnismässig zum absoluten Maximalwert	Vergleich nur innerhalb des Datensatzes; stark abhängig vom grössten (gemessenen) Wert
Relativ zu Referenzwert	Daten werden relativ zu einem festgelegten Referenzwert für den Indikator normalisiert	Die Werte orientieren sich an individuellen Zielgrössen und sind nicht abhängig von den kleinsten und grössten Werten im jeweiligen Datensatz	Referenzwerte müssen verfügbar sein oder festgelegt werden; einige Leistungen haben keine klaren Referenzwerte
Keine Transformation (Analyse über Log-Response-Verhältnis)	Einfluss eines Verfahrens auf einen Indikator relativ zu den Werten eines Referenzverfahrens	Die Daten werden nicht verändert und behalten ihre originäre Datenstruktur; mittels LRR können trotzdem Einflussgrössen auf ÖSL berechnet werden	Vergleich nur innerhalb des Datensatz; ÖSL können nicht direkt zu einem Multifunktionalität-Index gebündelt werden

### 7.1.2 Aggregation, Indexbildung und Szenarien

Wenn die Indikator- und Funktionensets definiert worden sind (Abschnitt 2) und die Daten normalisiert wurden (Abschnitt 7.1.1), ist es möglich diese auf verschiedene Ebenen (Leistung, Kategorie, Multifunktionalität) in zusammenfassenden Indices zu aggregieren.

Die etablierteste Methode, einen Multifunktionalitäts-Index zu berechnen, ist die einzelnen standardisierten Ökosystemleistungen zu mitteln. Hierbei gibt es die Möglichkeit, den einzelnen Leistungen unterschiedliche Gewichtungen zukommen zu lassen (Allan et al., 2015; Herzog et al., 2019). Diese Gewichtungen werden idealerweise durch Befragungen von gesellschaftlichen Akteur-innen gewonnen und geben die Präferenz und die Nachfrage nach einer Ökosystemleistung wieder. So können auch verschiedenen Szenarien entwickelt werden, in denen die Gewichtung der einzelnen Leistungen den Prioritäten der verschiedenen Stakeholdergruppen angepasst wird (Abbildung 12).

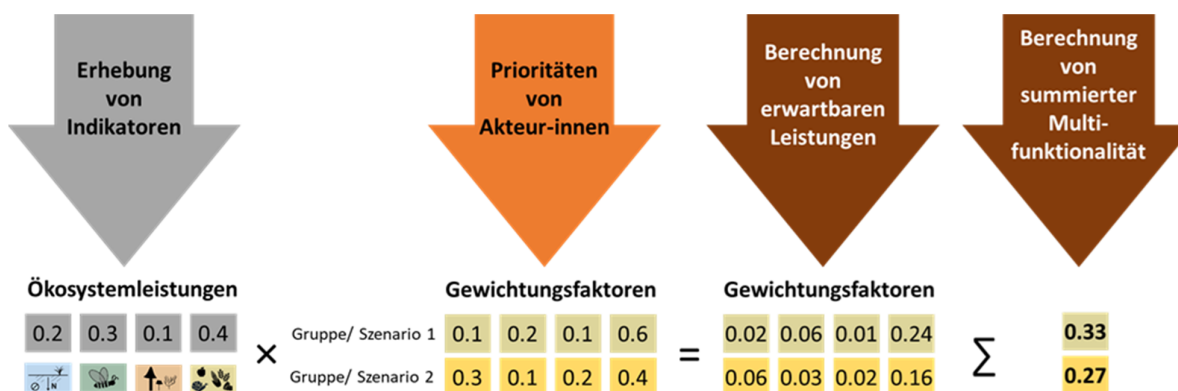


Abbildung 12: Multifunktionalitätsanalysen können mit der Befragung von Akteurinnen und Akteuren kombiniert werden, um der Nachfrage nach den einzelnen Ökosystemleistungen besser gerecht werden zu können. Hierbei wird Nachfrage als die von den Akteurinnen und Akteuren geäußerte Prioritätensetzung verstanden. Szenarien mit unterschiedlicher Gewichtung einzelner Leistungen können helfen, die Auswirkungen von Massnahmen/Vorhaben auf die von unterschiedlichen Akteursgruppen geäußerten Prioritäten abzubilden. Abbildung verändert nach Manning et al. (2018) und Hölting et al. (2020).

### 7.1.3 Multifunktionalitätsgrößen

Multifunktionalität kann auf verschiedene Weisen ausgedrückt werden (siehe Hölting, Beckmann, et al. (2019), Tabelle 2 für einen Überblick). Neben der Anzahl der erbrachten Leistungen, der Mittelwert oder Summe der ÖSL Indexwerte, mit oder ohne spezifische Gewichtung der einzelnen Komponenten, kann auch der Schwellenwert Ansatz (*threshold approach*, Byrnes et al. (2014)) und diverse Diversitätsgrößen (Hölting, Jacobs, et al., 2019; Stürck & Verburg, 2016; van der Plas et al., 2016) angewandt werden.

Bei der Berechnung von Diversitätsgrößen, wie z. B. der Shannon Index, wird zusätzlich zur Anzahl erbrachte Leistungen, deren relativen Anteil angeschaut und gibt mehr Information über die Verteilung, räumlich oder zeitlich, der erbrachten Leistungen. Bei dem Schwellenwert Ansatz wird angeschaut, wie viele ÖSL über einen Gradienten an Grenzwerten erbracht werden und kann somit besser über die Zielerreichung der ÖSL Auskunft geben. Zum Beispiel wird nur dann die Funktion Kohlestoffspeicherung als Beitrag zur Klima Mitigation als erfüllt betrachtet, wenn erst eine definierte/relevante Menge erreicht wird.

Dieser Schwellenwert Ansatz ist insofern eine hilfreiche Ergänzung zum Mittelwert Ansatz, da bei letzterem nicht klar ist, ob beispielsweise ein mittelhoher Wert eines Indexes darauf zurückzuführen ist, dass viele ÖSL auf mittlerem Niveau erbracht werden, oder ob einige auf sehr hohem, andere dagegen auf sehr niedrigem Niveau erbracht werden (Zielkonflikte). Um diese Zielkonflikte besser zu verstehen, empfiehlt es sich zusätzlich auch, als Teil der Multifunktionalitätsanalyse Korrelationsmatrizen der Indikatoren, ÖSL oder Kategorien untereinander zu erstellen, um Synergien und Zielkonflikte im betrachteten System zu verstehen.



Tabelle 2: Mögliche Ansätze zur Berechnung von Multifunktionalität-Indexen (angepasst von Hölting, Beckmann, et al. (2019)).

Methode	Beschreibung	% Studien	Referenzen
Mittelwert	Durchschnittswert aller Ökosystemfunktionen und -leistungen	30.4%	Maestre et al. (2012) Wittwer et al. (2021)
Summe	Summe aller Ökosystemfunktionen und -leistungen	14.4%	Andersen et al. (2013)
Schwellenwert Ansatz (Threshold approach)	Anzahl der Ökosystemfunktionen und -leistungen, die über einen einzigen Schwellenwert, mehrere Schwellenwerte oder ein kontinuierlicher Bereich von Schwellenwerten erbracht werden	32.8%	Gamfeldt et al. (2008) Zavaleta et al. (2010) Byrnes et al. (2014) Wittwer et al. (2021)
Diversitätsgrößen	Diversität (Anzahl, relativen Anteil, Verteilung) von Ökosystemfunktionen und -leistungen, z. B. Shannon-Index	6.4%	Brandt et al. (2014) Hölting, Jacobs, et al. (2019) Wittwer et al. (2021)
andere Methoden	Unterschiedlich	16.0%	Queiroz et al. (2015) Richter et al. (2024)

## 8 Literaturverzeichnis

Aktionsplan des Bundesrates. (2017). *Aktionsplan Strategie Biodiversität Schweiz*. Bern

Allan, E., Manning, P., Alt, F., Binkenstein, J., Blaser, S., Bluthgen, N., Bohm, S., Grassein, F., Holzel, N., Klaus, V. H., Kleinebecker, T., Morris, E. K., Oelmann, Y., Prati, D., Renner, S. C., Rillig, M. C., Schaefer, M., Schloter, M., Schmitt, B., Schoning, I., Schruppf, M., Solly, E., Sorkau, E., Steckel, J., Steffen-Dewenter, I., Stempfhuber, B., Tschapka, M., Weiner, C. N., Weisser, W. W., Werner, M., Westphal, C., Wilcke, W., & Fischer, M. (2015). Land use intensification alters ecosystem multifunctionality via loss of biodiversity and changes to functional composition. *Ecology Letters*, 18(8), 834-843. <https://doi.org/10.1111/ele.12469>

Andersen, P. S., Vejre, H., Dalgaard, T., & Brandt, J. (2013). An indicator-based method for quantifying farm multifunctionality. *Ecological Indicators*, 25, 166-179. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.09.025>

BAFU, & BLW. (2008). *Umweltziele Landwirtschaft. Hergeleitet aus bestehenden rechtlichen Grundlagen*. (UW-0820-D). Bern

Bethwell, C., Burkhard, B., Daedlow, K., Sattler, C., Reckling, M., & Zander, P. (2021). Towards an enhanced indication of provisioning ecosystem services in agro-ecosystems. *Environ Monit Assess*, 193(Suppl 1), 269. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08816-y>

Brandt, P., Abson, D. J., DellaSala, D. A., Feller, R., & von Wehrden, H. (2014). Multifunctionality and biodiversity: Ecosystem services in temperate rainforests of the Pacific Northwest, USA. *Biological Conservation*, 169, 362-371. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.12.003>

Byrnes, J. E. K., Gamfeldt, L., Isbell, F., Lefcheck, J. S., Griffin, J. N., Hector, A., Cardinale, B. J., Hooper, D. U., Dee, L. E., Emmett Duffy, J., & Freckleton, R. (2014). Investigating the relationship between biodiversity and ecosystem multifunctionality: challenges and solutions. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(2), 111-124. <https://doi.org/10.1111/2041-210x.12143>

Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., Larigauderie, A., Adhikari, J. R., Arico, S., Báldi, A., Bartuska, A., Baste, I. A., Bilgin, A., Brondizio, E., Chan, K. M. A., Figueroa, V. E., Duraiappah, A., Fischer, M., Hill, R., Koetz, T., Leadley, P., Lyver, P., Mace, G. M., Martin-Lopez, B., Okumura, M., Pacheco, D., Pascual, U., Pérez, E. S., Reyers, B., Roth, E., Saito, O., Scholes, R. J., Sharma, N., Tallis, H., Thaman, R., Watson, R., Yahara, T., Hamid, Z. A., Akosim, C., Al-Hafedh, Y., Allahverdiyev, R., Amankwah, E., Asah, S. T., Asfaw, Z., Bartus, G., Brooks, L. A., Caillaux, J., Dalle, G., Darnaedi, D., Driver, A., Erpul, G., Escobar-Eyzaguirre, P., Failler, P., Fouda, A. M. M., Fu, B., Gundimeda, H., Hashimoto, S., Homer, F., Lavorel, S., Lichtenstein, G., Mala, W. A., Mandivenyi, W., Matczak, P., Mbizvo, C., Mehrdadi, M., Metzger, J. P., Mikissa, J. B., Moller, H., Mooney, H. A., Mumby, P., Nagendra, H., Nesshover, C., Oteng-Yeboah, A. A., Pataki, G., Roué, M., Rubis, J., Schultz, M., Smith, P., Sumaila, R., Takeuchi, K., Thomas, S., Verma, M., Yeo-Chang, Y., & Zlatanova, D. (2015). The IPBES Conceptual Framework — connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 1-16. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.11.002>

FAO. (2015). *Soil functions. Soils deliver ecosystem services that enable life on Earth*. [FAO Information Material for the International Year of Soils (IYS 2015)]. Food and Agriculture Organization of the United Nations. <https://www.fao.org/documents/card/en?details=0815e457-c6a4-47e9-ab6c-f23224279834/>

Gamfeldt, L., Hillebrand, H., & Jonsson, P. R. (2008). Multiple functions increase the importance of biodiversity for overall ecosystem functioning. *Ecology*, 89(5), 1223-1231. <https://doi.org/10.1890/06-2091.1>

Garland, G., Banerjee, S., Edlinger, A., Miranda Oliveira, E., Herzog, C., Wittwer, R., Philippot, L., Maestre, F. T., & van der Heijden, M. G. A. (2020). A closer look at the functions behind ecosystem multifunctionality: A review. *Journal of Ecology*, 109(2), 600-613. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13511>

Haines-Young, R., & Potschin, M. B. (2018). *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure*.

Herzog, C., Honegger, A., Heggin, D., Wittwer, R., de Ferron, A., Verbruggen, E., Jeanneret, P., Schloter, M., Banerjee, S., & van der Heijden, M. G. A. (2019). Crop yield, weed cover and ecosystem multifunctionality

- are not affected by the duration of organic management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 284. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106596>
- Hölting, L., Beckmann, M., Volk, M., & Cord, A. F. (2019). Multifunctionality assessments – More than assessing multiple ecosystem functions and services? A quantitative literature review. *Ecological Indicators*, 103, 226-235. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.009>
- Hölting, L., Jacobs, S., Felipe-Lucia, M. R., Maes, J., Norström, A. V., Plieninger, T., & Cord, A. F. (2019). Measuring ecosystem multifunctionality across scales. *Environmental Research Letters*, 14(12). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab5ccb>
- Hölting, L., Komossa, F., Filyushkina, A., Gastinger, M.-M., Verburg, P. H., Beckmann, M., Volk, M., & Cord, A. F. (2020). Including stakeholders' perspectives on ecosystem services in multifunctionality assessments. *Ecosystems and People*, 16(1), 354-368. <https://doi.org/10.1080/26395916.2020.1833986>
- Maestre, F. T., Quero, J. L., Gotelli, N. J., Escudero, A., Ochoa, V., Delgado-Baquerizo, M., Garcia-Gomez, M., Bowker, M. A., Soliveres, S., Escolar, C., Garcia-Palacios, P., Berdugo, M., Valencia, E., Gozalo, B., Gallardo, A., Aguilera, L., Arredondo, T., Blones, J., Boeken, B., Bran, D., Conceicao, A. A., Cabrera, O., Chaieb, M., Derak, M., Eldridge, D. J., Espinosa, C. I., Florentino, A., Gaitan, J., Gatica, M. G., Ghiloufi, W., Gomez-Gonzalez, S., Gutierrez, J. R., Hernandez, R. M., Huang, X., Huber-Sannwald, E., Jankju, M., Miriti, M., Monerris, J., Mau, R. L., Morici, E., Naseri, K., Ospina, A., Polo, V., Prina, A., Pucheta, E., Ramirez-Collantes, D. A., Romao, R., Tighe, M., Torres-Diaz, C., Val, J., Veiga, J. P., Wang, D., & Zaady, E. (2012). Plant Species Richness and Ecosystem Multifunctionality in Global Drylands. *Science*, 335(6065), 214-218. <https://doi.org/10.1126/science.1215442>
- Manning, P., van der Plas, F., Soliveres, S., Allan, E., Maestre, F. T., Mace, G., Whittingham, M. J., & Fischer, M. (2018). Redefining ecosystem multifunctionality. *Nature Ecology and Evolution*, 2(3), 427-436. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0461-7>
- Millennium Ecosystems Assessment. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington (DC).
- Polasky, S., Tallis, H., & Reyers, B. (2015). Setting the bar: Standards for ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112(24), 7356-7361. <https://doi.org/10.1073/pnas.1406490112>
- Queiroz, C., Meacham, M., Richter, K., Norstrom, A. V., Andersson, E., Norberg, J., & Peterson, G. (2015). Mapping bundles of ecosystem services reveals distinct types of multifunctionality within a Swedish landscape. *Ambio*, 44 Suppl 1(Suppl 1), S89-101. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0601-0>
- Richter, F. J., Suter, M., Lüscher, A., Buchmann, N., El-Benni, N., Feola-Conz, R., Hartmann, M., Pierrick, J., & Klaus, V. H. (2024). Effects of management practices on the ecosystem service multifunctionality of temperate grasslands. *Nature communications*, 15. <https://doi.org/10.1038/s41467-024-48049-y>
- Schils, R. L. M., Bufe, C., Rhymer, C. M., Francksen, R. M., Klaus, V. H., Abdalla, M., Milazzo, F., Lellei-Kovács, E., Berge, H. t., Bertora, C., Chodkiewicz, A., Dămățirică, C., Feigenwinter, I., Fernández-Rebollo, P., Ghiasi, S., Hejduk, S., Hiron, M., Janicka, M., Pellaton, R., Smith, K. E., Thorman, R., Vanwalleggem, T., Williams, J., Zavattaro, L., Kampen, J., Derkx, R., Smith, P., Whittingham, M. J., Buchmann, N., & Price, J. P. N. (2022). Permanent grasslands in Europe: Land use change and intensification decrease their multifunctionality. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 330. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.107891>
- Staub, C., Ott, W., Heusi, F., Klingler, G., Jenny, A., Häcki, M., & Hauser, A. (2011). *Indikatoren für Ökosystemleistungen: Systematik, Methodik und Umsetzungsempfehlungen für eine wohlfahrtsbezogene Umweltberichterstattung*. (UW-1102-D). Bern
- Stürck, J., & Verburg, P. H. (2016). Multifunctionality at what scale? A landscape multifunctionality assessment for the European Union under conditions of land use change. *Landscape Ecology*, 32(3), 481-500. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0459-6>
- TEEB. (2018). *Measuring what matters in agriculture and food systems: a synthesis of the results and recommendations of TEEB for Agriculture and Food's Scientific and Economic Foundations report*.

- Uthes, S., Matzdorf, B., Muller, K., & Kaechele, H. (2010). Spatial targeting of agri-environmental measures: cost-effectiveness and distributional consequences. *Environ Manage*, 46(3), 494-509. <https://doi.org/10.1007/s00267-010-9518-y>
- van der Plas, F., Manning, P., Soliveres, S., Allan, E., Scherer-Lorenzen, M., Verheyen, K., Wirth, C., Zavala, M. A., Ampoorter, E., Baeten, L., Barbaro, L., Bauhus, J., Benavides, R., Benneter, A., Bonal, D., Bouriaud, O., Bruelheide, H., Bussotti, F., Carnol, M., Castagneyrol, B., Charbonnier, Y., Coomes, D. A., Coppi, A., Bastias, C. C., Dawud, S. M., De Wandeler, H., Domisch, T., Finer, L., Gessler, A., Granier, A., Grossiord, C., Guyot, V., Hattenschwiler, S., Jactel, H., Jaroszewicz, B., Joly, F. X., Jucker, T., Koricheva, J., Milligan, H., Mueller, S., Muys, B., Nguyen, D., Pollastrini, M., Ratcliffe, S., Raulund-Rasmussen, K., Selvi, F., Stenlid, J., Valladares, F., Vesterdal, L., Zielinski, D., & Fischer, M. (2016). Biotic homogenization can decrease landscape-scale forest multifunctionality. *Proc Natl Acad Sci U S A*, 113(13), 3557-3562. <https://doi.org/10.1073/pnas.1517903113>
- Wittwer, R. A., Bender, S. F., Hartman, K., Hydbom, S., Lima, R. A. A., Loaiza, V., Nemecek, T., Oehl, F., Olsson, P. A., Petchey, O., Prechsl, U. E., Schlaeppli, K., Scholten, T., Seitz, S., Six, J., & van der Heijden, M. G. A. (2021). Organic and conservation agriculture promote ecosystem multifunctionality. *Science advances*, 7(34), eabg6995. <https://doi.org/doi:10.1126/sciadv.abg6995>
- Zavaleta, E. S., Pasari, J. R., Hulvey, K. B., & Tilman, G. D. (2010). Sustaining multiple ecosystem functions in grassland communities requires higher biodiversity. *Proc Natl Acad Sci U S A*, 107(4), 1443-1446. <https://doi.org/10.1073/pnas.0906829107>

## Glossar

Ökosystem:	Ein Ökosystem ist ein dynamischer Komplex aus Pflanzen-, Tier- und Mikroorganismengemeinschaften und der unbelebten Umwelt, die zusammen als funktionelle Einheit interagieren. Der Mensch ist ein integraler Bestandteil landwirtschaftlicher Ökosysteme (Millennium Ecosystems Assessment, 2005).
Ökosystemleistung:	Vorteile, die Menschen aus Ökosystemen ziehen. Sie können materieller oder immaterieller Natur sein und mehr oder weniger einen konkreten Sachwert darstellen.
Ökosystemfunktion:	Biotische und abiotische Prozesse, die zur Erbringung von Ökosystemleistungen direkt oder indirekt beitragen.
Indikator:	Die meisten Ökosystemleistungen können nicht direkt gemessen werden, sondern werden anhand von Indikatoren abgeschätzt. Diese Indikatoren werden dann direkt gemessen oder indirekt modelliert.
Multifunktionalität:	Die Fähigkeit von Ökosystemen (und Landschaften), gleichzeitig mehrere Funktionen und Leistungen zu erbringen.
Multifunktionalitätsindex:	Index für die Gesamtleistung eines definierten Ökosystems, basierend auf den einzelnen Ökosystemleistungen.