

Mesurer et évaluer les services écosystémiques et la multifonctionnalité dans l'agriculture

Auteurs

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



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Département fédéral de l'économie,
de la formation et de la recherche DEFR
Agroscope

Mentions légales

Éditeur	Agroscope Reckenholstrasse 191 8046 Zurich www.agroscope.ch
Renseignements	Raphaël A. Wittwer Valentin H. Klaus Franziska Richter Marcel G.A. van der Heijden
Rédaction	Carole Enz
Mise en page	Raphaël A. Wittwer, Valentin H. Klaus
Photos	Raphaël A. Wittwer, Valentin H. Klaus, Franziska Richter, Carole Parodi, Gabriela Brändle
Photo de couverture	Raphaël A. Wittwer
Téléchargement	www.agroscope.ch/science
Copyright	© Agroscope 2024
ISSN	2296-729X
DOI	https://doi.org/10.34776/as182f

Exclusion de responsabilité

Les informations contenues dans cette publication sont destinées uniquement à l'information des lectrices et lecteurs. Agroscope s'efforce de fournir des informations correctes, actuelles et complètes, mais décline toute responsabilité à cet égard. Nous déclinons toute responsabilité pour d'éventuels dommages en lien avec la mise en œuvre des informations contenues dans les publications. Les lois et dispositions légales en vigueur en Suisse s'appliquent aux lectrices et lecteurs; la jurisprudence actuelle est applicable.

Table des matières

Résumé	4
Zusammenfassung	6
Abstract	7
1 Services écosystémiques	8
1.1 Le concept	8
1.2 Classification des services écosystémiques	9
2 Indicateurs de services écosystémiques	11
3 Analyses de multifonctionnalité	13
4 Études de cas	14
4.1 Grandes cultures: comparaison entre l'agriculture biologique, l'agriculture de conservation et l'agriculture conventionnelle (Wittwer et al., 2021).	15
4.1.1 L'essai	15
4.1.2 Mesures et analyses	15
4.1.3 Résultats et discussion	17
4.1.4 Conclusions	18
4.2 Prairies permanentes: services écosystémiques provenant des prairies en fonction du type d'utilisation et de l'intensité d'exploitation (Richter et al., 2024).	19
4.2.1 Objectif et structure de l'étude	19
4.2.2 Mesures et analyses	19
4.2.3 Résultats et discussion	20
4.2.4 Conclusions	24
5 Application et perspectives	26
5.1 Transférabilité dans la pratique	26
5.2 Perspectives	26
6 Appendice: Mesure des services écosystémiques	29
6.1 Limites du système	29
6.2 Indicateurs de services écosystémiques	29
7 Appendice: Analyses de la multifonctionnalité	31
7.1 Méthodes	31
7.1.1 Transformation des données, uniformisation et regroupement des indicateurs	31
7.1.2 Agrégation, création d'indices et scénarios	32
7.1.3 Indices de multifonctionnalité	32
8 Bibliographie	34
Glossaire	36

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 les différents services pris 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 services 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 ainsi que de les illustrer à l'aide d'exemples de cas issus des grandes cultures et des systèmes herbagers suisses. Ce document a également pour but d'expliquer le cadre et les considérations méthodologiques des analyses de 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 services rendus et qu'elle influence également leur multifonctionnalité. Celle-ci 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 services. Ainsi, les services culturels et la multifonctionnalité générale étaient légèrement plus élevés dans les pâturages que dans les prairies. En revanche, une gestion biologique des prairies étudiées n'a guère eu d'effet sur les services 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 régulation et culturels importants pour la société.

Ces deux exemples montrent comment, dans différents agroécosystèmes, 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. Il s'agit également de rendre visible de manière systématique la contribution des agroécosystèmes, donc de l'agriculture, au bien-être humain et de sensibiliser ainsi le public et les décideurs.

Remerciements

Nous adressons nos sincères remerciements à toutes les personnes qui ont contribué à la vaste base de données de l'essai FAST, en particulier les groupes de soutien Équipe des cultures et Chimie analytique environnemental d'Agroscope, le Genetic Diversity Centre (GDC) de l'EPF de Zurich ainsi que les partenaires de recherche suivants: S. Franz Bender, Kyle Hartman, Klaus Schläeppli, 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.

Les résultats concernant les surfaces herbagères suisses se basent sur le projet IndiGras (programme de recherche Agroscope Indicate) ainsi que sur le projet ServiceGrass, qui a été soutenu financièrement par la Fondation Mercator Suisse, la Fondation Sur-la-Croix et la Fondation pancivis. Nous remercions toutes les personnes impliquées, en particulier Andreas Lüscher, Matthias Suter, Martin Hartmann et Nina Buchmann.

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.

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 Services écosystémiques

Les écosystèmes fournissent de multiples avantages et biens à l'homme, ce que l'on appelle les services écosystémiques.

1.1 Le concept

Un **écosystème** est un complexe dynamique composé de communautés de plantes, d'animaux, de micro-organismes et de l'environnement inanimé qui interagissent ensemble en tant qu'unité fonctionnelle. L'homme fait partie intégrante de nombreux écosystèmes (Millennium Ecosystems Assessment, 2005).



Figure 1: A gauche, les écosystèmes sont divers et, suivant les limites définies, s'étendent sur différentes échelles spatiales, tel qu'un paysage ou juste un sol. Ils peuvent représenter différents habitats et types d'utilisation agricole, comme les terres arables, les prairies ou les cultures permanentes (section 6.1; images © Agroscope). A droite, Les services écosystémiques sont classés en différentes catégories (section 1.2), par exemple selon CICES (Common International Classification of Ecosystem Services; (Haines-Young & Potschin, 2018) et font référence aux nombreux avantages que les humains tirent des écosystèmes.

Les services écosystémiques (SE) sont un concept anthropocentrique qui se réfère aux multiples avantages que les êtres humains tirent de différents écosystèmes. Ces services sont basés sur les **fonctions** biophysiques de l'écosystème qui sous-tendent chaque service. Les services écosystémiques peuvent être de nature matérielle ou immatérielle et représenter plus ou moins une valeur concrète. Le rendement d'un champ (fonction), c'est-à-dire la mise à disposition de denrées alimentaires (service), le stockage de carbone dans les sols marécageux (fonction) en tant que contribution à la protection du climat (service) et un paysage attrayant (fonction) pour les loisirs et le tourisme (service) sont des exemples de services et de fonctions. Par définition, il existe toujours une demande pour un service écosystémique, qui décrit l'utilité respective pour les personnes. En revanche, les fonctions écosystémiques sont simplement des caractéristiques et des processus intrinsèques des écosystèmes.

Bien que nous bénéficions quotidiennement de services écosystémiques, il existe relativement peu d'informations sur leur état actuel et encore moins sur leur valeur économique. En effet, malgré leur pertinence pour le bien-être humain, de nombreux services écosystémiques n'ont pas de valeur monétaire directe, comme par exemple un paysage attrayant. De plus, il manque souvent des bases de données pour estimer les services rendus par un écosystème. Pour ces raisons, la Confédération a par exemple formulé une mesure concrète (4.2.5, Prendre en

compte les services écosystémiques dans les décisions ayant un impact sur le territoire) dans le plan d'action Stratégie Biodiversité Suisse, afin de recenser, de quantifier et de communiquer de manière coordonnée les services des écosystèmes (Plan d'action du Conseil fédéral, 2017). Enfin, les tâches multifonctionnelles de l'agriculture sont également mentionnées dans la Constitution fédérale (art. 104).

L'objectif du concept de services écosystémiques est de rendre visibles les services rendus à l'humanité par les différents écosystèmes et d'identifier les influences positives et négatives sur ces services, comme l'exploitation agricole ou le changement climatique. Au cours des 60 dernières années, l'homme a modifié l'environnement plus rapidement et plus largement que durant toute autre période auparavant. L'utilisation intensive des écosystèmes doit permettre de répondre aux besoins croissants en denrées alimentaires, en eau douce, en bois, en fibres et en combustibles (Millennium Ecosystems Assessment, 2005). Mais les changements dans la nature d'un écosystème entraînent également des changements dans les services écosystémiques fournis.

La forte intensité de la production agricole ainsi qu'une adaptation pas toujours suffisante de l'agriculture aux conditions locales continuent d'avoir des effets négatifs sur les écosystèmes et leurs services rendus. Afin de garantir les services écosystémiques pour l'avenir, l'OFEV et l'OFAG ont formulé des objectifs concrets dans les domaines de la biodiversité et du paysage, du climat et de l'air, de l'eau et du sol (BAFU & BLW, 2008). L'évaluation de ces objectifs a montré que jusqu'à présent, aucun des objectifs environnementaux pour l'agriculture (OEA) n'a été pleinement atteint à l'échelle du pays. L'état de nombreux écosystèmes, et donc leur capacité à fournir des services écosystémiques, a été jugé insuffisant lors de l'évaluation. Dans ce contexte, la nécessité d'agir varie selon les sites et les régions. L'un des principaux objectifs de la recherche agricole est donc de contribuer à l'amélioration des services écosystémiques, tout en veillant à ce que la production alimentaire soit suffisante.

1.2 Classification des services écosystémiques

Au cours des 15 dernières années, des efforts considérables ont été déployés pour conceptualiser les services écosystémiques (SE) et définir leur contribution au bien-être humain. Des exemples tels que le *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, Millennium Ecosystems Assessment (2005)), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB (2018)) ou l'*Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (IPBES, Díaz et al. (2015)) sont des initiatives mondiales et internationalement reconnues.

En principe, les services écosystémiques sont divisés en trois catégories principales dans presque tous les concepts (*Figure 1*). Il s'agit de services **d'approvisionnement** tels que la nourriture, l'énergie ou l'eau potable, de services **de soutien et de régulation** tels que le bon fonctionnement des cycles des éléments nutritifs, la protection contre les inondations et la lutte naturelle contre les parasites, et de services **culturels** tels que des paysages attrayants et variés pour la culture, les loisirs et le tourisme (Millennium Ecosystems Assessment, 2005). Dans le cadre du concept de service écosystémique, la biodiversité peut également être considérée comme un service anthropocentrique, par exemple en tant que ressource organisationnelle et génétique pour des utilisations futures (Haines-Young & Potschin, 2018). Par contre, la biodiversité possède bien sûr également une valeur propre, indépendante de l'homme.

Sur la base de la classification générale du Millennium Ecosystem Assessment, d'autres approches ont ensuite été lancées, comme par l'*Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (IPBES), qui définit 18 services différents comme des contributions de la nature aux populations (NPC, (Díaz et al., 2015)). Une dimension sociale et philosophique y est ajoutée, qui intègre les relations entre l'homme et la nature en tenant compte des valeurs, des besoins et des connaissances spécifiques d'une population.

Comme les services de soutien, en particulier, ne contribuent souvent qu'indirectement au bien-être humain et qu'il est difficile d'évaluer de telles services, le concept des services intermédiaires et finaux a également été élaboré (Staub et al., 2011). Seuls les services dont l'homme profite, consomme ou utilise directement et qui contribuent donc directement au bien-être sont considérés comme des services finaux.

Afin de promouvoir une harmonisation à partir de ces différentes définitions et classifications légèrement différenciées des services écosystémiques, la classification internationale commune de CICES (*Common International Classification of Ecosystem Services* ; (Haines-Young & Potschin, 2018)) a été établie par l'Agence européenne pour l'environnement (AEE). Cette classification a été également construite de manière à être compatible avec les comptes de comptabilité nationaux (CN). Les services de base (SE intermédiaires) sont en

principe pris en compte dans les produits finaux, suivant donc le concept des services finaux. La classification se superpose toutefois en grande partie à la classification MEA et les services sont suffisamment décrits de manière générale pour pouvoir être appliqués dans différentes situations.

Dans ce document, la classification CICES est utilisée en premier lieu. Cependant, tant qu'une classification clairement décrite et soutenue est utilisée, aucun des concepts décrits précédemment n'est en principe à privilégier, même si une harmonisation entre les études est souhaitable pour des raisons de comparabilité.

Encadré 1: Points importants concernant les services écosystémiques

- Les services écosystémiques se réfèrent concrètement aux multiples avantages que les humains tirent de différents écosystèmes.
- Les écosystèmes se distinguent par les services qu'ils fournissent.
- Pour une analyse de multifonctionnalité, il faut définir si les fonctions (processus intrinsèquement liés à l'écosystème) ou les services réels (avantages liés à l'homme) sont évalués.
- Si un service est fortement influencé par l'action humaine, il faut en tenir compte car, par définition, les apports externes ne font pas partie du service écosystémique en tant que tel.
- Il est important de définir l'échelle et les limites du système à étudier.

2 Indicateurs de services écosystémiques

La plupart des services écosystémiques ne peuvent pas être mesurés directement, mais sont estimés à l'aide d'indicateurs. Ces indicateurs sont ensuite mesurés directement ou modélisés indirectement.

Les services d'approvisionnement sont généralement clairement définis et donc directement mesurables, par exemple en termes de rendement d'une culture par unité de surface. En revanche, de nombreux services de régulation et culturels ne peuvent pas être mesurés directement. Ils doivent être estimés à l'aide d'indicateurs, qui sont saisis à la place du service (Staub et al., 2011; section 6). Pour le service «protection du sol contre l'érosion», on peut par exemple utiliser l'enracinement superficiel du sol comme indicateur, car une masse racinaire plus importante protège mieux contre l'érosion (service 2.2.1.1 dans la fig. 2).

Les exigences envers un indicateur sont élevées, car le choix de l'indicateur peut influencer le résultat d'une étude et les études utilisant des indicateurs différents ne sont pas directement comparables. Les indicateurs forts doivent donc être clairement mesurables et interprétables, représentatifs et largement acceptés. Il peut être utile de mesurer un service écosystémique complexe à l'aide de plusieurs indicateurs et d'établir une moyenne des différentes mesures après standardisation (section 7.1.1). Ainsi, pour l'évaluation de la «fertilité du sol», il est possible de sélectionner de nombreux indicateurs dont la signification écologique et agronomique se complète (2.2.4.1 et 2.2.4.2 dans Figure 2). En outre, il peut exister plusieurs méthodes pour mesurer un indicateur, parmi lesquelles il convient de choisir la plus appropriée (section 6.2), ou plusieurs méthodes de mesure différentes peuvent-être utilisées afin d'obtenir une estimation particulièrement complète d'un indicateur complexe (Figure 2). Le nombre d'indicateurs utilisés et de méthodes de mesure correspondantes est toutefois souvent limité par des contraintes financières et organisationnelles, en particulier lorsque des surfaces larges et nombreuses doivent être étudiées.

Encadré 2: Points importants concernant les indicateurs de services écosystémiques

- Les indicateurs aident à saisir les services écosystémiques
- Un seul service écosystémique peut souvent être estimé par différents indicateurs.
- En particulier, les services écosystémiques de régulation et culturels doivent être appréhendés par un, voire plusieurs indicateurs définis a priori.
- Le choix des indicateurs peut avoir une influence sur les résultats d'une étude, c'est pourquoi il existe des directives et des recommandations pour des indicateurs robustes.
- Pour pouvoir comparer les résultats de deux études, les services examinés et les indicateurs utilisés doivent être comparables.

Catégories MEA	ES (CICES)	ES-Indicateurs (fonctions)	Méthodes de mesure (exemples)
Approvisionnement	1.1.1.1 Production végétale 1.1.3.1 Production animale	Production végétale (fourrage)	<ul style="list-style-type: none"> Mesure du rendement Quantité commercialisable Calories produites Autres méthodes ...
		Qualité (fourrage)	
		Production végétale (aliments)	
		Tierische Produktion	
		Qualité (aliments)	
Soutien et régulation	2.2.2.1 Pollination	Pollination	<ul style="list-style-type: none"> Disponibilité de l'azote Disponibilité du phosphore Capacité d'échange de cations Autres méthodes ...
	2.2.2.3 Habitat pour la protection des espèces	Espèces végétales (diversité)	
		Diversité du sol	
	2.2.4.1 La disponibilité des éléments nutritifs et son impact sur la fertilité du sol	Éléments nutritifs (disponibles)	
		Fixation symbiotique de N2	
	2.2.4.2 Processus de décomposition et de fixation contribuant à la fertilité du sol	Vers de terre (abondance)	
		Champignons AM symbiotiques	
	2.2.1.1 Contrôle de l'érosion	moins de métaux lourds	
		moins de pertes de sédiments	
		Couverture du sol	
	2.2.1.3 Cycle de l'eau	Enracinement (masse)	
		moins de compaction du sol	
	2.2.5.1 Composition de l'eau potable	moins de lixiviation de N	
		moins de lixiviation de P	
	2.2.6.1 Composition de l'atmosphère	moins de pertes de produits phyto.	
moins d'émission de gaz à effet de serre			
2.2.3.1-2 Contrôle des nuisibles	Stockage de Carbone		
	moins d'herbivorie		
	moins de pathogènes des plantes		
Culturels	3.1.1.1 Récréation active	moins de mauvaises herbes	
		Plantes comestibles	
	3.1.2.3 Patrimoine culturel	Champignons des champs	
	3.1.2.4 Esthétique	Observation d'animaux	
		Esthétique	

Figure 2: Les services écosystémiques (SE) sont représentés par des indicateurs pour lesquels différentes méthodes de mesure sont envisageables. Il existe souvent plusieurs indicateurs possibles pour un service écosystémique. Il convient donc de bien planifier le choix des indicateurs et des méthodes afin d'obtenir des résultats robustes et de pouvoir comparer les études entre elles. Lorsqu'un service représente la prévention d'impacts négatifs, ce sont souvent les impacts eux-mêmes qui sont mesurés, comme par exemple la présence d'agents phytopathogènes comme indicateur du service «contrôle des ravageurs». Dans ce cas, les valeurs mesurées des indicateurs doivent être inversées afin de représenter un service positif dans l'analyse (section 7.1.1). Ceci est représenté dans la figure par l'ajout du terme «moins».

3 Analyses de multifonctionnalité

Les analyses de multifonctionnalité évaluent la capacité des écosystèmes à fournir simultanément plusieurs fonctions et services et aident à identifier les synergies ainsi que les conflits d'intérêts.

Comme pour le concept de services écosystémiques, l'objectif des analyses de multifonctionnalité est d'évaluer les multiples effets de décisions telles que l'utilisation du territoire ou des terres sur les moyens de subsistance des hommes. Cette approche a été développée dans le domaine de l'écologie et s'est constamment développée au cours des dernières décennies. Une partie intégrante des analyses de multifonctionnalité est que plusieurs services écosystémiques peuvent être considérés ensemble et combinés dans un indice. On peut distinguer la multifonctionnalité basée sur les fonctions (*ecosystem function multifunctionality*) et la multifonctionnalité basée sur les services (*ecosystem service multifunctionality*) d'un écosystème (Manning et al., 2018).

La méthode la plus courante pour calculer un indice de multifonctionnalité est de standardiser les différents services écosystémiques (section 7.1.1), de les uniformiser (section 7.1.2), puis d'en faire la moyenne ou la somme (section 7.1.3). Il est possible d'attribuer différentes pondérations aux différents services afin de refléter différentes priorités pour différents services écosystémiques (section 7.1.2). Ces priorités peuvent par exemple être attribuées par différents groupes d'acteurs. La hiérarchisation des services peut varier en fonction du groupe d'acteurs et du type d'écosystème. Cela vaut en particulier pour les conflits d'intérêts entre les services de production et la régulation de l'équilibre naturel et de la biodiversité. C'est pourquoi il convient d'impliquer autant que possible tous les groupes d'acteurs concernés si l'on veut refléter l'intérêt de la société pour différents services.

Dans un indice de multifonctionnalité, tous les services (ou fonctions) sont combinés. Ainsi, les valeurs basses et élevées de différents indicateurs se compensent éventuellement sans donner d'informations sur les relations entre les différents services. Les synergies et conflits d'intérêts entre différents services doivent donc être particulièrement considérés. Des indices séparés pour les services écosystémiques d'approvisionnement, de soutien/régulation et culturels peuvent montrer quelles catégories de services sont respectivement encouragées ou affaiblies. Pour mieux comprendre les conflits d'intérêts, il est donc recommandé de considérer, en plus d'un indice multifonctionnel unique, les corrélations entre les différents indicateurs afin d'identifier et de comprendre les synergies et les conflits d'intérêts.

Encadré 3: Analyses de multifonctionnalité

- Les analyses de multifonctionnalité permettent de comparer de manière générale et relativement objective les effets des mesures de gestion et d'en déduire des recommandations.
- Le choix de la standardisation des données détermine si les comparaisons entre les variantes étudiées peuvent être effectuées uniquement au sein des données de l'étude ou de manière plus large (section 7.1.1).
- L'évaluation de la réalisation d'objectifs ne peut être faite que si des valeurs seuils sont utilisées pour la standardisation des données.
- Les indicateurs qui décrivent le même service doivent être regroupés afin d'éviter une surpondération de ce service par rapport aux autres (section 7.1.1).
- Un seul indice de multifonctionnalité peut cacher des synergies et des conflits d'intérêts. Ainsi, les liens entre les différents services ou les catégories de services devraient également être considérés.

4 Études de cas

Deux études menées en Suisse présentent les services écosystémiques rendus par différents systèmes de grandes cultures et prairies permanentes ainsi que la manière dont ils peuvent être mesurés et évalués.



Prairies permanentes

Grandes cultures

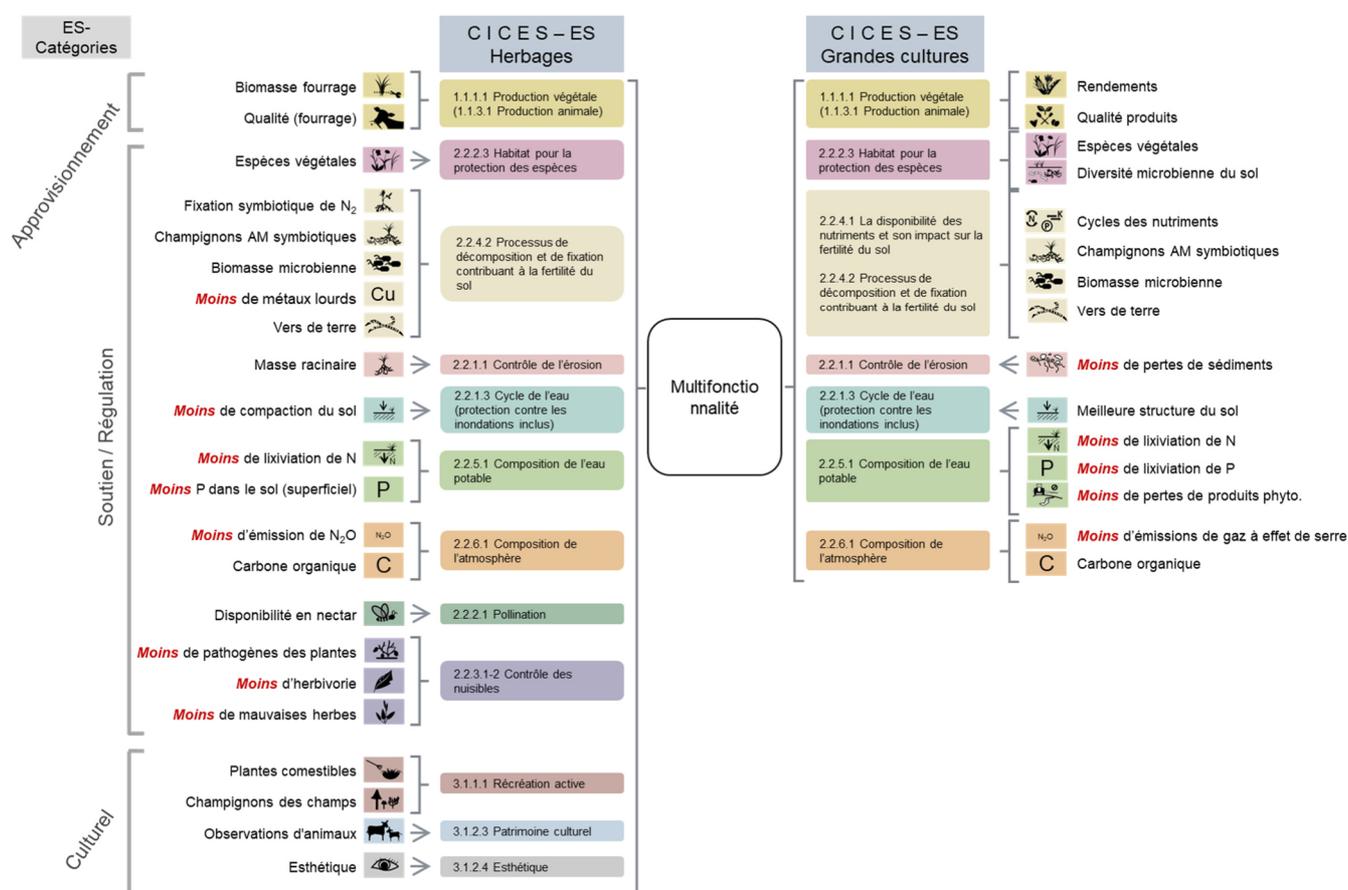


Figure 3: Services écosystémiques selon la classification CICES et indicateurs correspondants utilisés dans les deux études de cas sur les grandes cultures et les prairies permanentes.

4.1 Grandes cultures: comparaison entre l'agriculture biologique, l'agriculture de conservation et l'agriculture conventionnelle (Wittwer et al., 2021).

4.1.1 L'essai

Dans le cadre de l'essai à long terme Farming System and Tillage (FAST), les scientifiques étudient depuis 2009 les différentes performances des systèmes de grandes cultures conventionnels et biologiques sous différentes intensités de travail du sol et stratégies de couverture du sol. A cet effet, quatre systèmes de grandes cultures suisses, *conventionnel avec labour* (C-IT), *conventionnel avec semis direct* (C-NT), *biologique avec labour* (O-IT) et *biologique avec travail réduit du sol* (O-RT), sont comparés avec ou sans culture intermédiaires (couverts végétaux) (Figure 4).

Les deux systèmes conventionnels sont exploités selon les prestations écologiques requises (PER) et les directives extenso. Ils simulent une agriculture sans bétail, avec une fertilisation exclusivement minérale. Les deux systèmes biologiques sont conformes aux directives de Bio Suisse et représentent une exploitation mixte avec élevage, dans laquelle le lisier est principalement utilisé comme fertilisant.

Dans les systèmes avec labour, le sol est labouré à une profondeur de 20 cm avant les cultures principales (sauf les prairies temporaires), tandis que dans le système biologique avec travail réduit du sol, celui-ci est travaillé à une profondeur maximale de 10 cm avec des outils sans retournement. Dans le système conventionnel de semis direct, aucun travail du sol n'est effectué sur toute la surface. La même rotation de six ans est pratiquée dans les quatre systèmes principaux. Une rotation se compose de blé d'hiver, puis de maïs grains, suivi d'une légumineuse à graines, à nouveau de blé d'hiver et enfin de deux années de prairie temporaire.



Figure 4: Vue aérienne de l'essai FAST en 2017.

4.1.2 Mesures et analyses

De 2009 à 2017, un grand nombre de paramètres ont été mesurés, soit régulièrement, soit ponctuellement, afin de représenter les différents aspects de l'agroécosystème. Dans le but d'évaluer la performance globale des systèmes de grandes cultures étudiés, 41 paramètres ont été classés en 10 indicateurs de fonctions écosystémiques et trois indicateurs économiques. Ceux-ci ont ensuite été classifiés en services de soutien (2), de régulation (4), d'approvisionnement (1) et économiques (3) et regroupés en différents indices de multifonctionnalité (MF) (

Figure 3). La classification des indicateurs en fonctions et en services s'est basée sur les concepts du MEA et de l'UKNEA. (Millennium Ecosystems Assessment, 2005). Certains paramètres ont été utilisés directement comme indicateurs d'une fonction, tandis que d'autres ont d'abord été regroupés (moyenne) en indicateurs composites (section 7.1.1) lorsqu'ils contribuaient à la même fonction. Cette approche a été choisie pour éviter de surpondérer certaines fonctions écosystémiques et ne pas fausser l'évaluation de la multifonctionnalité en raison d'une surreprésentation de paramètres connexes. Afin de pouvoir regrouper les différents paramètres, toutes les données ont d'abord été mises à la même échelle à l'aide de la fonction de transformation en cote Z (nombre d'écart types séparant un résultat de la moyenne), puis entre 0 et 1 (0 = valeur mesurée la plus basse, 1 = valeur la plus élevée;

section 7.1.1, Tableau 1). La multifonctionnalité de l'agroécosystème a ensuite été calculée selon la méthode de calcul de la moyenne (Byrnes et al., 2014; Manning et al., 2018). A cet effet, la même pondération a été attribuée d'une part aux 13 indicateurs et d'autre part aux quatre catégories, en calculant à chaque fois la moyenne des 13 indicateurs ou des quatre catégories.

Pour montrer l'influence d'une pondération différente des services, un outil en ligne a été publié ([emf \(agroscope.info\)](http://emf.agroscope.info), en anglais), qui permet une pondération individuelle au niveau des fonctions (indicateurs), des services et des catégories de service. L'outil permet par exemple de donner plus de poids au rendement (service d'approvisionnement) si celui-ci est considéré comme la fonction principale des systèmes de grandes cultures.

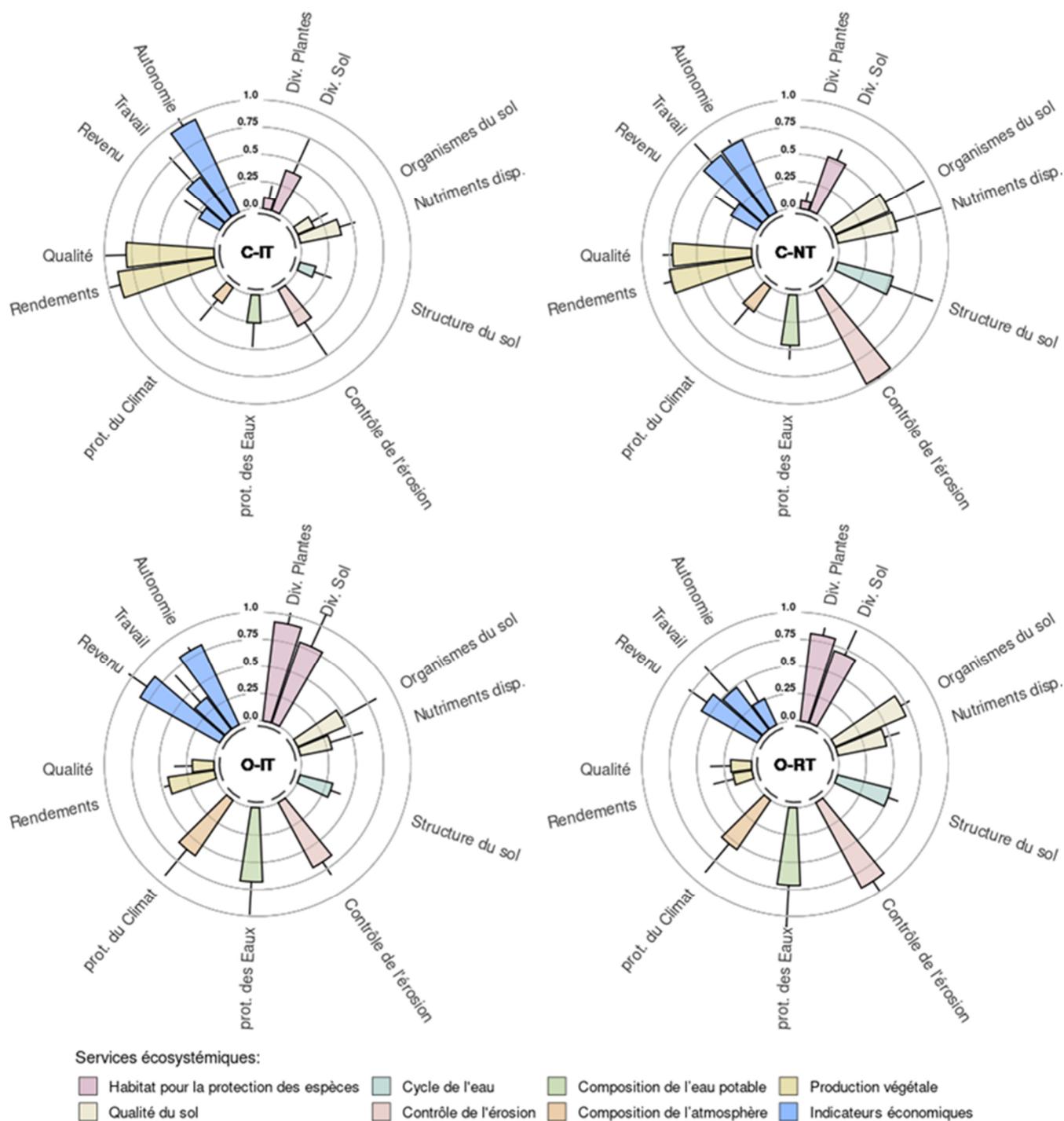


Figure 5: Fonctions écosystémiques (indicateurs) échelonnées (cote Z normalisé entre 0 = valeur la plus basse et 1 = valeur la plus haute) pour les quatre systèmes étudiés (C-IT: conventionnel avec labour, C-NT: conventionnel semis direct, O-IT: biologique avec labour, O-RT: biologique avec travail réduit du sol) regroupées dans les sept services écosystémiques et la catégorie indicateurs économiques (adapté de Wittwer et al., 2021).

4.1.3 Résultats et discussion

Les systèmes de grandes cultures étudiés se distinguent nettement si l'on considère les différentes fonctions et services écosystémiques rendus (fig. 5 et 6). Les systèmes biologiques et de conservation des sols augmentent les SE de soutien (par ex. le maintien de la biodiversité et la santé des sols) et de régulation (par ex. la protection des sols, de l'eau et du climat) par rapport à la culture conventionnelle avec labour. La protection de l'eau et du climat est principalement obtenue par l'absence d'engrais chimiques et de pesticides dans les systèmes biologiques. A l'inverse, les SE d'approvisionnement (rendements des cultures) sont les plus élevés avec une agriculture conventionnelle avec labour. La productivité plus faible dans les systèmes biologiques n'a toutefois pas eu d'effet négatif sur le revenu, car le rendement plus faible a été compensé par des prix des produits plus élevés et des contributions de promotion agricole (Figure 5 et Figure 6).

Dans l'ensemble, une exploitation biologique et un travail du sol sans labour produisent plus de SE à un niveau plus élevé qu'une exploitation conventionnelle qui mise avant tout sur une productivité élevée. Par conséquent, il n'y a pas de système qui obtienne partout les meilleurs résultats (Figure 5).

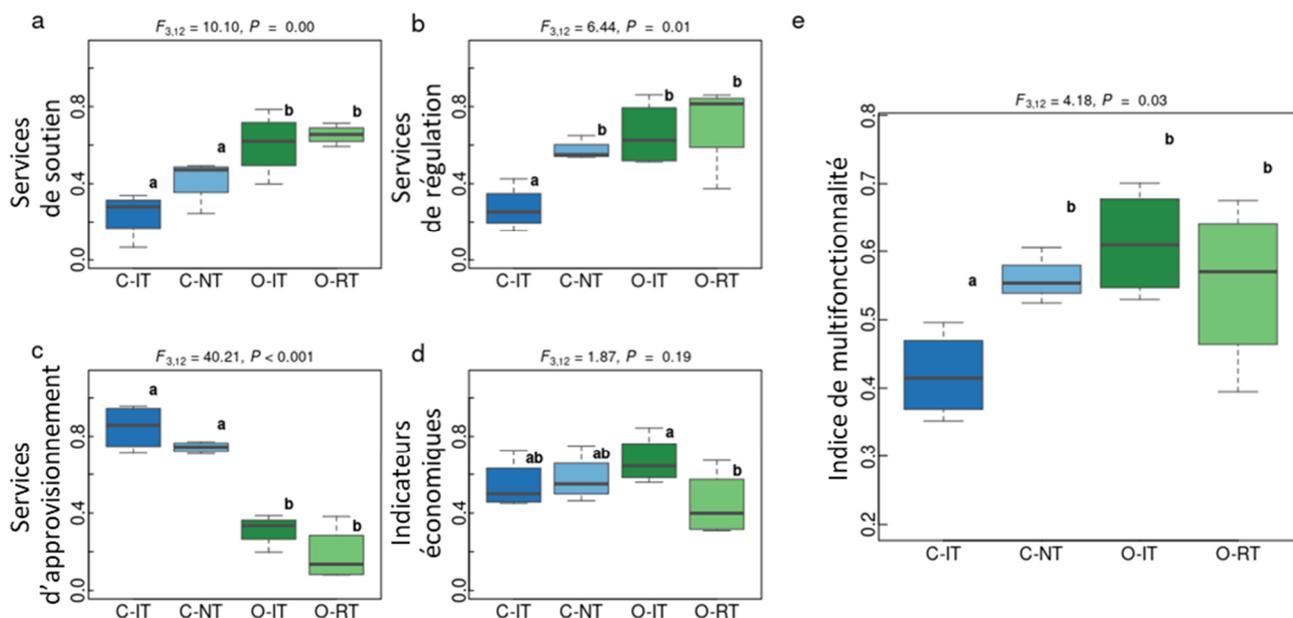


Figure 6: Moyenne des services rendus par catégorie (a: soutien, b: régulation, c: approvisionnement, d: économique) pour les quatre systèmes étudiés (C-IT: conventionnel avec labour, C-NT: conventionnel avec semis direct, O-IT: biologique avec labour, O-RT: biologique avec travail réduit du sol) ainsi que calcul de l'indice de multifonctionnalité avec la même pondération des indicateurs (e). Les valeurs graduées (cote Z normalisé entre 0 = valeur la plus basse et 1 = valeur la plus haute) sont affichées.

Néanmoins, les systèmes de culture alternatifs, tels que l'agriculture biologique et l'agriculture de conservation des sols, se distinguent par une plus grande multifonctionnalité (Figure 6). L'examen des relations (corrélations) entre les catégories de services montre qu'il existe un conflit d'intérêt évident (corrélation négative), les services d'approvisionnement s'opposant aux services de soutien et de régulation (Figure 7). En revanche, il y a une synergie dans le fait que les prestations de soutien contribuent aux prestations de régulation.

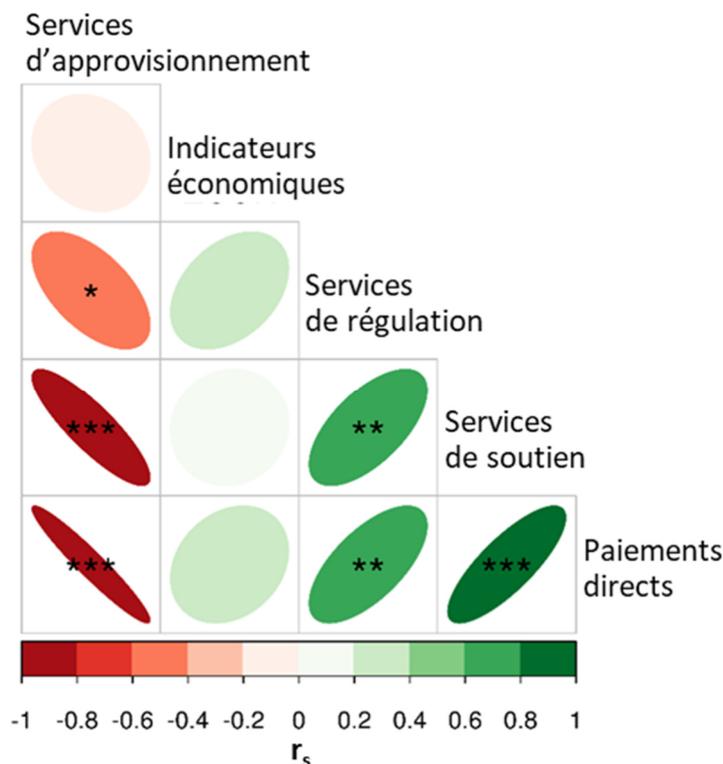


Figure 7: Matrice de corrélation pour illustrer les conflits d'intérêts et les synergies entre les catégories de SE. La variable des paiements directs a également été intégrée afin d'illustrer l'impact de la politique agro-environnementale sur les SE. Les légendes en couleur et les ellipses illustrent les valeurs du coefficient de Spearman (r_s). Les étoiles indiquent le niveau de signification de la corrélation (* $P < 0.05$, ** $P < 0.01$ et *** $P < 0.001$).

4.1.4 Conclusions

Grâce à ce cette étude, nous avons pu montrer que l'agriculture de conservation et l'agriculture biologique améliorent les services de soutien et de régulation des systèmes de grandes cultures. Cela conduit à une plus grande multifonctionnalité des systèmes lorsque tous les services sont pondérés de la même manière. Cependant, il existe aussi des conflits d'intérêt entre la productivité et les services de régulation, qui devraient être atténués par des mesures appropriées (p. ex. des contributions de soutien). Il faut donc définir clairement quels sont les services que l'agriculture doit fournir, dans quelle mesure et comment ils doivent être rémunérés. Le développement de telles analyses au niveau d'une exploitation, avec des indicateurs et des valeurs cibles clairement définis et applicables (p. ex. rendement maximal atteignable ou visé, valeurs limites contraignantes pour les émissions de gaz à effet de serre), constituerait la prochaine étape pour développer et évaluer des systèmes et des instruments de soutien durables.

4.2 Prairies permanentes: services écosystémiques provenant des prairies en fonction du type d'utilisation et de l'intensité d'exploitation (Richter et al., 2024).

4.2.1 Objectif et structure de l'étude

Les prairies rendent un nombre exceptionnellement élevé de services écosystémiques (Schils et al., 2022). Comme les différents services sont souvent en concurrence, le mode d'exploitation a une forte influence sur les services finalement fournis par une parcelle de prairie, ce que l'on connaît déjà, par exemple, dans le cadre du conflit d'intérêts entre la production de fourrage et la protection de la biodiversité. Une gestion durable ne doit donc pas seulement être axée sur la production de biens, mais aussi tenir compte de nombreux services non commerciaux, tels que la fonction récréative et le stockage du carbone. Cependant, jusqu'à présent, on ne savait pas quel type de gestion des prairies favorisait ou réduisait quels services écosystémiques et comment la somme de tous les services, autrement dit la multifonctionnalité, s'en trouvait influencée.

Nous avons étudié les effets de trois mesures principales d'exploitation sur des services en particulier et sur la multifonctionnalité des prairies permanentes suisses. (Richter et al., 2024). Ont été prises en compte (i) l'exploitation biologique comparée à l'exploitation conventionnelle (le plus souvent IP Suisse), (ii) l'utilisation extensive comme surface de promotion de la biodiversité comparée à l'exploitation intensive (c'est-à-dire fertilisation et fauche précoce autorisées) et (iii) l'utilisation comme pâturage comparée à l'utilisation comme prairie. Comme ces trois mesures peuvent être librement combinées dans la pratique, ce sont au total huit types de prairies résultant de la combinaison des trois mesures qui ont été étudiés. Il a ainsi été possible de saisir l'impact de chacune des mesures et des différentes combinaisons sur la multifonctionnalité des prairies. A cet effet, 86 parcelles d'exploitations agricoles du canton de Soleure ont été utilisées (Figure 8). Ce canton est comparable à de nombreuses régions suisses en raison de sa situation dans le Jura et sur le Plateau.



Figure 8: Les nuances de vert montrent différents types de prairies combinées dans un paysage tel que le Jura soleurois. Lors de la mesure des indicateurs de fonctions écosystémiques, des cages de pâturage ont permis de s'assurer que les repousses pouvaient être échantillonnées, même si les prairies étaient broutées par des animaux de pâturage.

4.2.2 Mesures et analyses

Sur les surfaces d'étude, 22 indicateurs pour douze services ont été relevés en 2020 et 2021 selon la typologie CICES (

Figure 3; (Haines-Young & Potschin, 2018). Comme tous les indicateurs étaient disponibles dans différentes unités, les valeurs ont été normalisées en les divisant par la valeur maximale de chaque indicateur. Lorsqu'une valeur élevée d'un indicateur représente une faible performance, comme dans le cas du compactage des sols, les valeurs normalisées ont été soustraites de 1 afin de les inverser. Ainsi, une valeur plus élevée indique toujours une performance plus élevée. Pour déterminer l'effet des trois mesures de gestion sur les indicateurs relevés, nous avons utilisé un modèle linéaire généralisé avec des variables latentes (GLLVM, Niku et al., 2019). Une relation log-réponse a été calculée pour déterminer l'influence des mesures de gestion sur les services selon CICES et la

multifonctionnalité. Pour chaque comparaison (bio ou conventionnelle, extensive ou intensive, pâturage ou prairie), le rapport logarithmique de la comparaison a été calculé. Ensuite, la moyenne des rapports log-réponse des indicateurs représentant une même catégorie de services ont été calculés (

Figure 3). Finalement, le rapport log-réponse moyen sur l'ensemble des services pour un mode de gestion a été utilisé comme mesure de la multifonctionnalité (Figure 10). L'étude a donc examiné séparément l'effet de la gestion sur (i) les différents indicateurs, (ii) les services qui en résultent et (iii) la multifonctionnalité.

4.2.3 Résultats et discussion

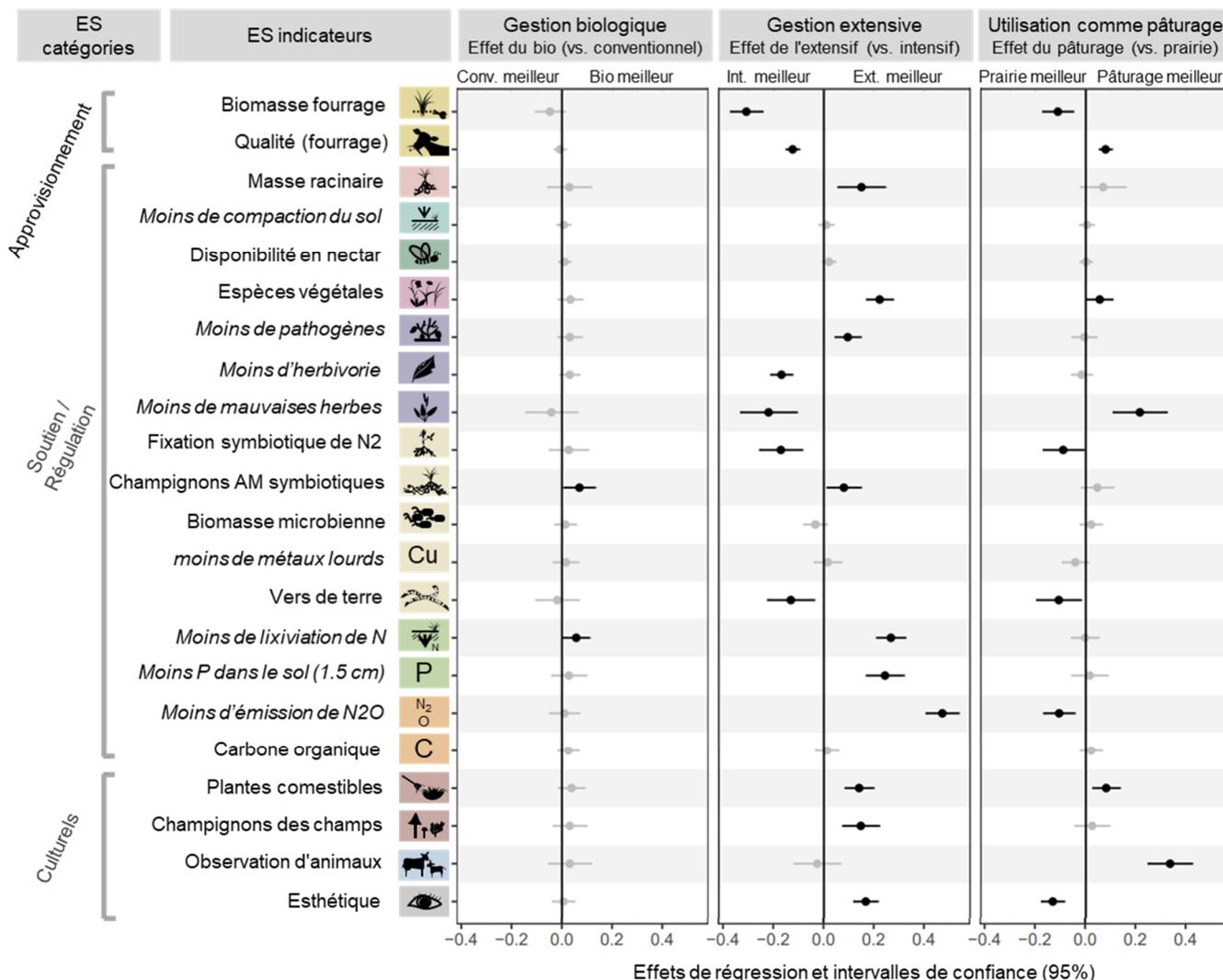


Figure 9: Effets des trois mesures de gestion (biologique ou conventionnelle, extensive ou intensive, pâturage ou prairie) sur 22 indicateurs de services écosystémiques (ES), répartis dans les catégories (i) services d'approvisionnement (production), (ii) services de soutien ou de régulation et (iii) services culturels. Les effets de régression statistiquement significatifs ($p < 0,05$) sont représentés en noir et les effets de régression non significatifs en gris clair.

Les résultats montrent que les trois mesures de gestion influencent nettement les services rendus, mais à des degrés divers dans chaque cas. La gestion biologique des prairies n'a eu qu'un faible impact sur les 22 indicateurs (

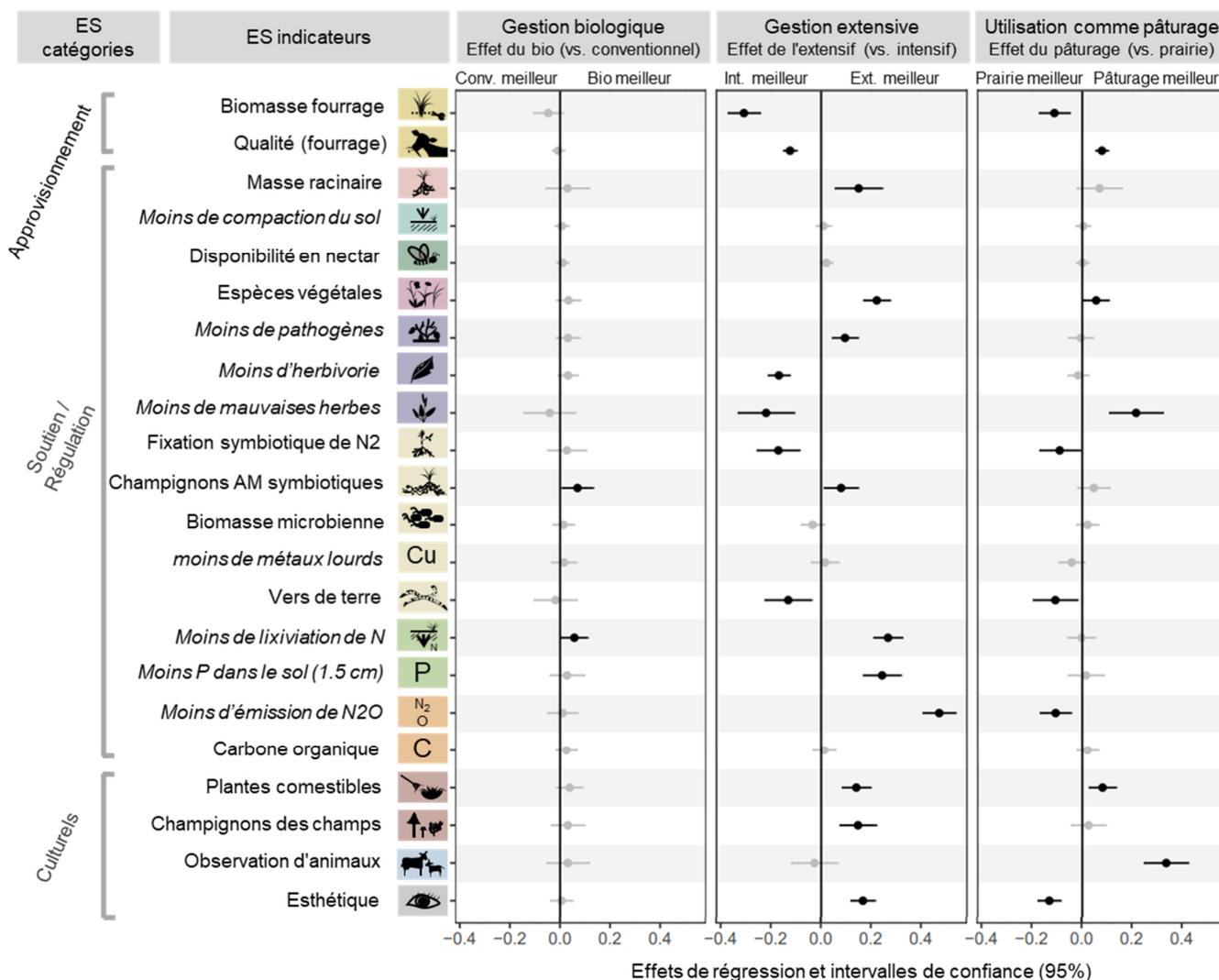


Figure 9) et les douze services (Figure 10). Toutefois, les prairies biologiques présentaient une proportion plus élevée de champignons mycorhiziens symbiotiques et un risque plus faible de lessivage de l'azote que les prairies conventionnelles. Dans l'ensemble cependant, aucune influence significative d'une gestion biologique sur la multifonctionnalité n'a été observée (Figure 10). La raison de ce faible effet est probablement à chercher dans la gestion très similaire des prairies biologiques et conventionnelles, car l'utilisation de pesticides en surface est généralement rare dans les prairies et les engrais de synthèses peuvent être largement remplacés par des engrais organiques.

La gestion extensive a eu l'impact le plus important des trois mesures de gestion étudiées. Tandis que les indicateurs relatifs aux services d'approvisionnement, la quantité de fourrage (biomasse) et sa qualité ont été réduits par la gestion extensive, de nombreux indicateurs relatifs aux services culturels (plantes comestibles, champignons des prés et esthétique) ont bénéficié de la gestion extensive (

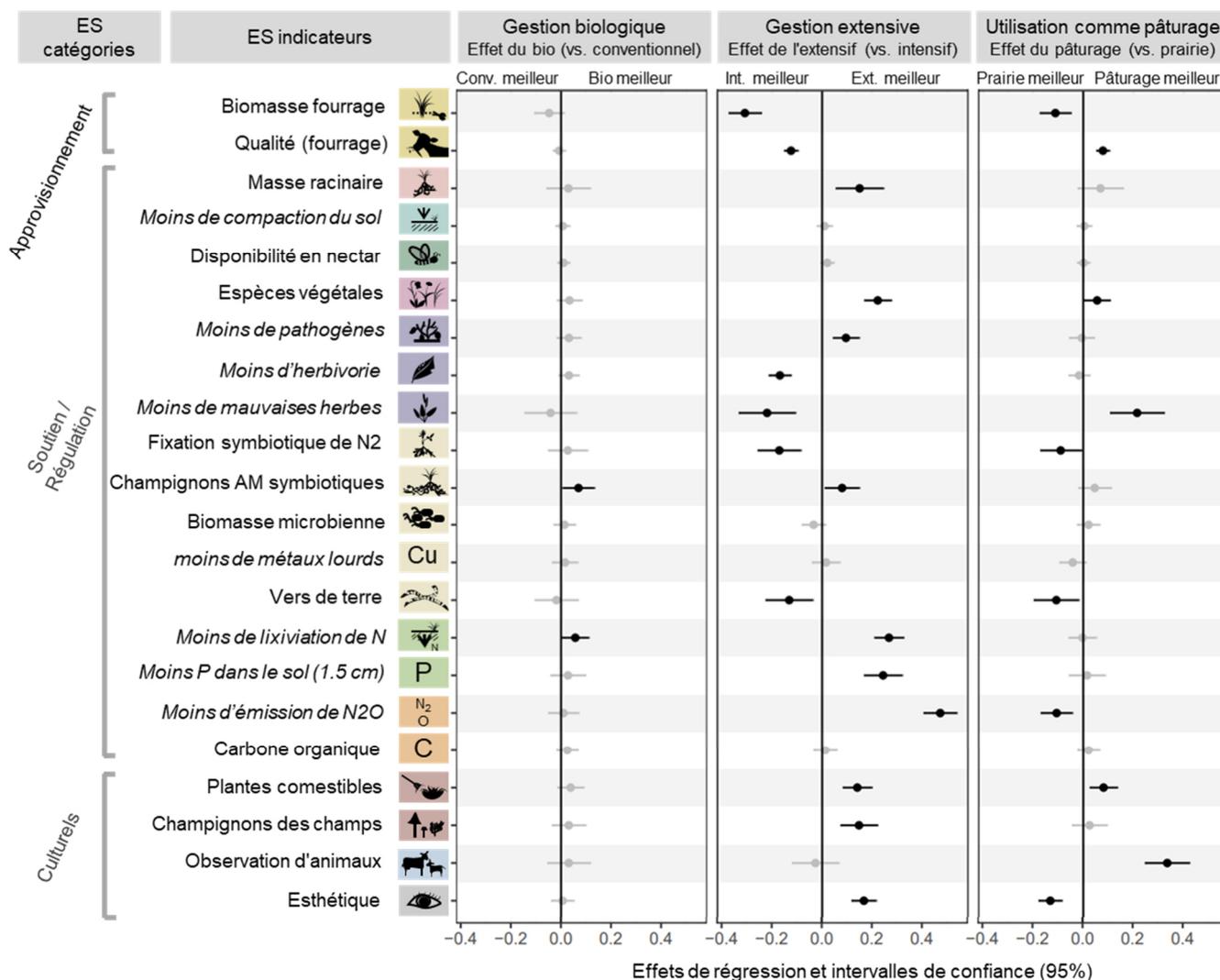


Figure 9). Ce conflit d'intérêts entre les catégories de services d'approvisionnement et culturels s'est également reflété dans l'analyse de la multifonctionnalité (Figure 10). En outre, certains services de soutien et de régulation ont été encouragés par une gestion extensive, tandis qu'un nombre légèrement inférieur a été réduit. Dans l'ensemble, la multifonctionnalité, calculée sur l'ensemble des services, a ainsi été augmentée (Figure 10). Ce résultat montre à quel point l'intensité d'utilisation, et notamment la fertilisation, a un impact sur les services des prairies.

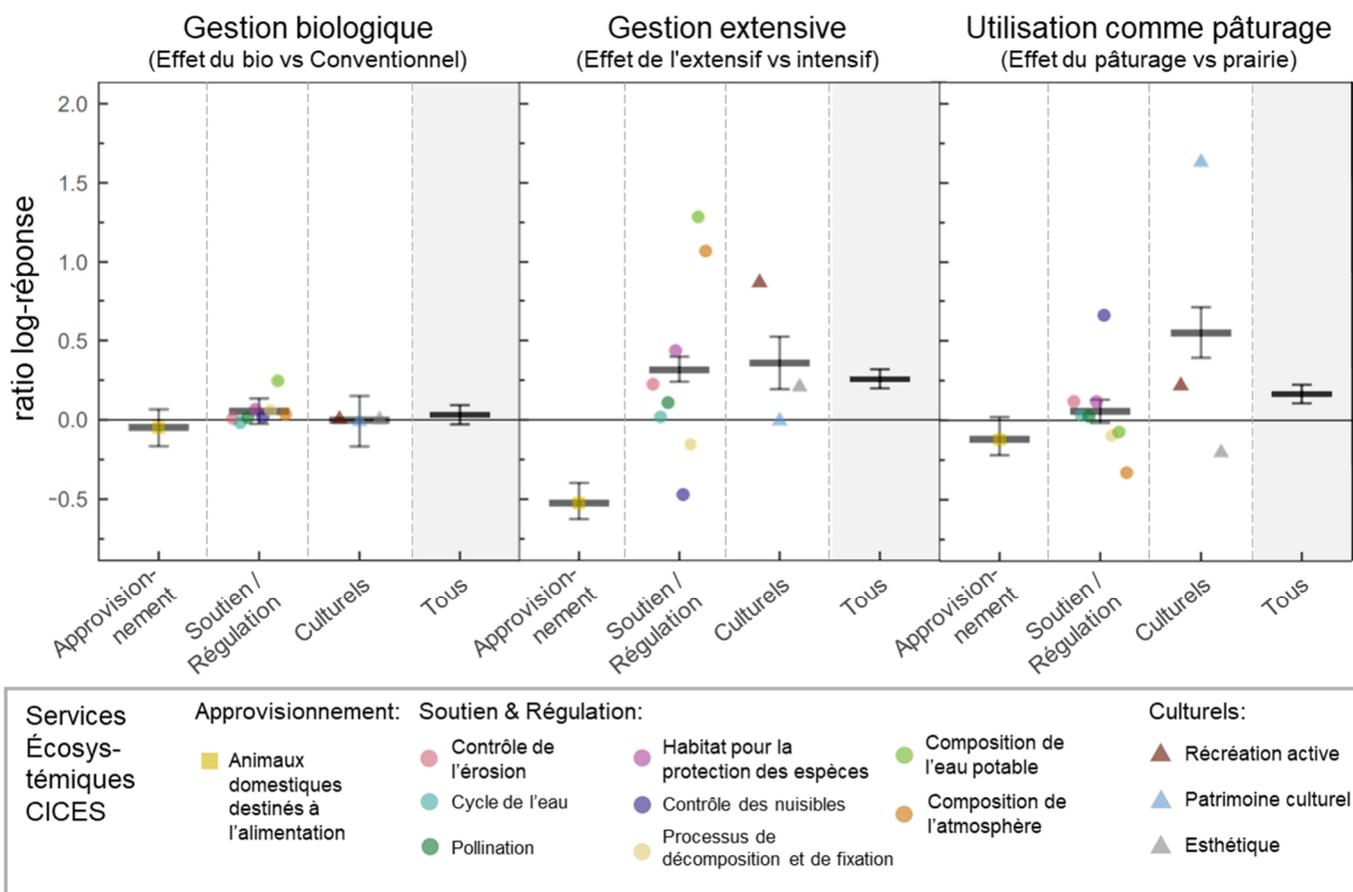


Figure 10: Effets des trois mesures de gestion sur les douze services écosystémiques selon CICES et leur multifonctionnalité, représentés pour (i) les services d'approvisionnement, (ii) les services de soutien/régulation et (iii) les services culturels ainsi que (iv) tous les services considérés dans leur ensemble. S'il existait plus d'un indicateur par services, les rapports log-réponse des indicateurs ont fait l'objet d'une moyenne afin de refléter l'effet de la gestion sur le service correspondant. De même, les rapports des services par catégorie et sur l'ensemble des services ont fait l'objet d'une moyenne. On peut constater qu'il existe un conflit d'intérêts, en particulier dans le cas de l'exploitation extensive, entre les services d'approvisionnement d'une part et les nombreux services de soutien/régulation et culturels d'autre part. Malgré cela, la multifonctionnalité de tous les services est augmentée, tant par l'exploitation extensive que par l'utilisation comme pâturage.

L'utilisation comme pâturage ou comme prairie a davantage influencé les indicateurs et la multifonctionnalité que l'utilisation biologique, mais moins que la gestion extensive. En ce qui concerne les indicateurs, il y avait à nouveau quelques conflits d'intérêts, car chaque catégorie comprenait à la fois des indicateurs qui bénéficiaient du pâturage et d'autres qui bénéficiaient de la prairie (

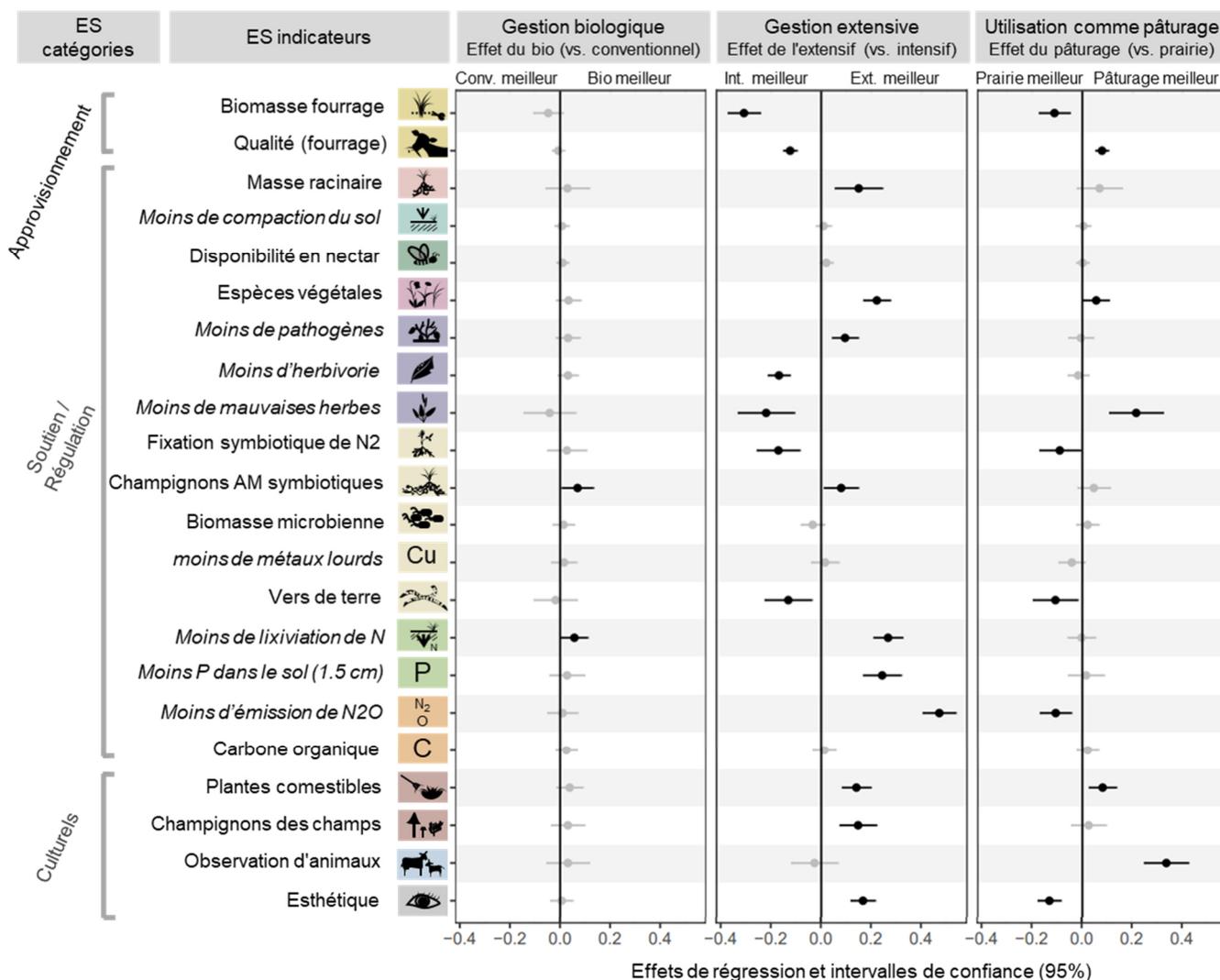


Figure 9). En particulier, la qualité du fourrage, le nombre d'espèces végétales, la réduction des mauvaises herbes, les plantes comestibles et l'observation des animaux étaient plus élevés dans les pâturages, tandis que la masse fourragère, la fixation de N₂, l'abondance des vers de terre, la réduction des émissions de N₂O et l'aspect esthétique obtenaient des valeurs plus élevées dans les prairies. La multifonctionnalité globale n'a cependant été que légèrement augmentée par l'utilisation comme pâturage (Figure 10). Ces différences entre les pâturages et les prairies résultent probablement à la fois de communautés végétales différentes et de différences dans l'utilisation. Ainsi, le niveau de fertilisation était plus élevé dans les prairies que dans les pâturages, ce qui a entraîné un rendement plus élevé dans les prairies. En même temps, les pâturages ont été utilisés plus tôt que les prairies, ce qui a conduit à une meilleure qualité de fourrage des premières pousses dans les pâturages.

L'étude montre également que différents indicateurs d'un même service peuvent réagir différemment à une mesure de gestion spécifique, tantôt en augmentant, tantôt en diminuant. C'est particulièrement le cas pour les services de soutien et de régulation. Cette constatation souligne la nécessité de sélectionner soigneusement les indicateurs pour les analyses de la multifonctionnalité des agroécosystèmes.

4.2.4 Conclusions

L'étude a montré l'influence importante du mode de gestion des prairies sur les services et leur multifonctionnalité, ce qui souligne l'importance des décisions d'exploitation et des régulations de la politique agricole pour les services fournis par les prairies permanentes. Pour une gestion des prairies visant des services spécifiques, il est important que l'exploitation extensive et l'utilisation d'une parcelle comme pâturage puissent par exemple influencer la multifonctionnalité de la parcelle en question. Les conflits d'intérêts observés, notamment entre les services d'approvisionnement et les services culturels, ne peuvent être compensés que par l'existence de différents types de prairies sur une exploitation agricole et dans le paysage. Cela permet d'organiser l'exploitation des parcelles de manière à ce que tous les services écosystémiques requis par la société puissent être fournis au sein d'une région.

Une gestion ciblée permet ainsi d'augmenter certains services écosystémiques. Par exemple, si l'on constate un manque de services culturels, une exploitation extensive et la transformation de prairies en pâturages peuvent aider à compenser ce manque. De même, des incitations supplémentaires à la gestion extensive permettent de renforcer les services de régulation.

5 Application et perspectives

Les services écosystémiques et les analyses de multifonctionnalité rendent visibles et mesurables les prestations de la nature et de l'agriculture. Il est ainsi possible d'évaluer l'impact des décisions futures en matière d'utilisation des terres sur la société.

5.1 Transférabilité dans la pratique

Les services écosystémiques (SE) et les analyses de multifonctionnalité associent des considérations conceptuelles à des recommandations d'utilisation des terres, en mesurant et en rendant visibles les services rendus par la nature et l'agriculture. L'étude des effets de différentes stratégies de gestion aide les décideurs à comparer les SE de différents systèmes de culture et à formuler des recommandations d'une manière relativement simple et objective. Cette approche implique également une réflexion des acteurs sur la hiérarchisation (pondération) des différents SE.

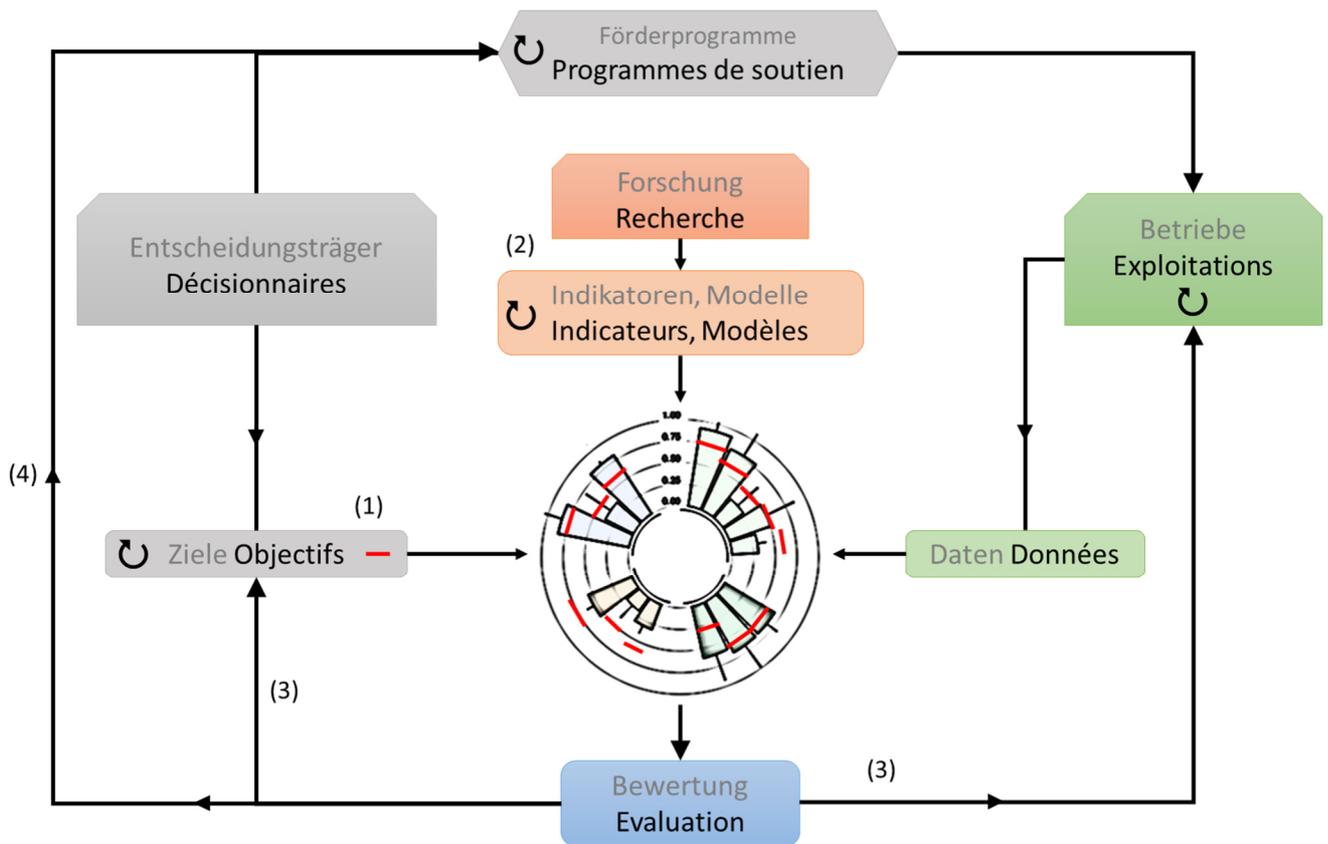
Le concept des SE est utile pour l'agriculture, car il montre tout ce que les exploitations agricoles produisent pour la société en plus du fourrage et des denrées alimentaires. De ce fait, les SE soutiennent également la communication entre les agriculteurs et les consommateurs. Les outils d'analyse de la multifonctionnalité peuvent contribuer à:

1. rendre visible de manière systématique la contribution des écosystèmes au bien-être de la population et sensibiliser ainsi le public;
2. contribuer à ce que l'environnement et les services qu'il fournit occupent une place appropriée dans les décisions politiques;
3. améliorer le contrôle des résultats de la politique environnementale et agricole.

Stopper la dégradation des écosystèmes et inverser la tendance à long terme, tout en répondant à la demande croissante de leurs services, reste un défi majeur pour l'avenir. Cela nécessitera toutefois des changements importants dans les politiques, les institutions et les pratiques. Les analyses multifonctionnelles peuvent aider à identifier les mesures de gestion qui permettent d'éviter ou du moins de réduire les conflits d'intérêts, avec toutefois des limites, car certains conflits ne peuvent pas être atténués à l'échelle d'une unique parcelle. Par exemple, la production intensive de denrées alimentaires et la promotion de la biodiversité ne peuvent pas être réalisées sur une même surface et avec une seule culture. Pour résoudre de tels conflits d'intérêts inévitables, il faut combiner différents écosystèmes au niveau du paysage afin de fournir à la société tous les services dont elle a besoin. Par exemple, la combinaison de différents types de prairies est à la base de la culture fourragère échelonnée et adaptée au site en Suisse, dans laquelle coexistent des surfaces herbagères exploitées de manière extensive, peu intensive, moyennement intensive et intensive. Cette réflexion doit ensuite être étendue à d'autres écosystèmes agricoles et naturels.

5.2 Perspectives

Il faut s'attendre à ce que la garantie et la promotion des SE continuent à jouer un rôle important pour l'agriculture et la politique agricole et environnementale qui s'y rapporte. C'est pourquoi l'un des défis futurs sera de développer des indicateurs pour les SE afin de faciliter leur utilisation dans les exploitations, éventuellement dans le cadre de systèmes numériques de gestion des exploitations. Pour ce faire, il est nécessaire de formuler des recommandations sur la manière de promouvoir de manière ciblée des services spécifiques, par exemple par une exploitation adaptée. Mais il faut à cet effet des définitions clairement formulées et acceptées ainsi que des indicateurs appropriés.



La

Illustration 11 illustre une voie possible pour intégrer des évaluations de multifonctionnalité dans l'élaboration de la politique agricole et pour promouvoir la durabilité au niveau des exploitations agricoles, avec la participation des décideurs, des chercheurs et des agriculteurs. Comme condition préalable, il convient d'établir et de convenir de normes appropriées pour les fonctions et les services écosystémiques afin de définir des objectifs clairs (1). En outre, il convient de développer des indicateurs appropriés qui soient généralement applicables et qui servent d'approximations fiables des SE (2). En Suisse, différents programmes de surveillance sont mis en œuvre, tels que l'Observation nationale des sols (NABO), les indicateurs agroenvironnementaux (IAE, MAUS) ou le dépouillement centralisé des données comptables d'Agroscope. Conjugués aux connaissances acquises dans le cadre d'essais à long terme sur les systèmes de culture, ils pourraient fournir une base solide pour le développement d'indicateurs et de modèles appropriés pouvant être intégrés dans des outils d'analyse simplifiée de la multifonctionnalité. En combinaison avec les objectifs indiqués et les données provenant des exploitations, une évaluation de la multifonctionnalité et de la réalisation ou non de certains objectifs pourrait être effectuée (3). On peut également s'attendre à ce que la numérisation des exploitations élargisse la base de données et simplifie ainsi, du moins dans certains cas, la mesure et le suivi des SE à l'avenir. Sur la base de ces connaissances, des incitations adaptées (programmes de soutien) peuvent être développées afin d'améliorer les performances des exploitations et la réalisation des objectifs (4). Comme il s'agit d'un processus dynamique, chacune de ces étapes n'est pas statique et permet l'évaluation et l'amélioration continues des indicateurs, des objectifs, de la performance des exploitations et des mesures d'incitation (U).

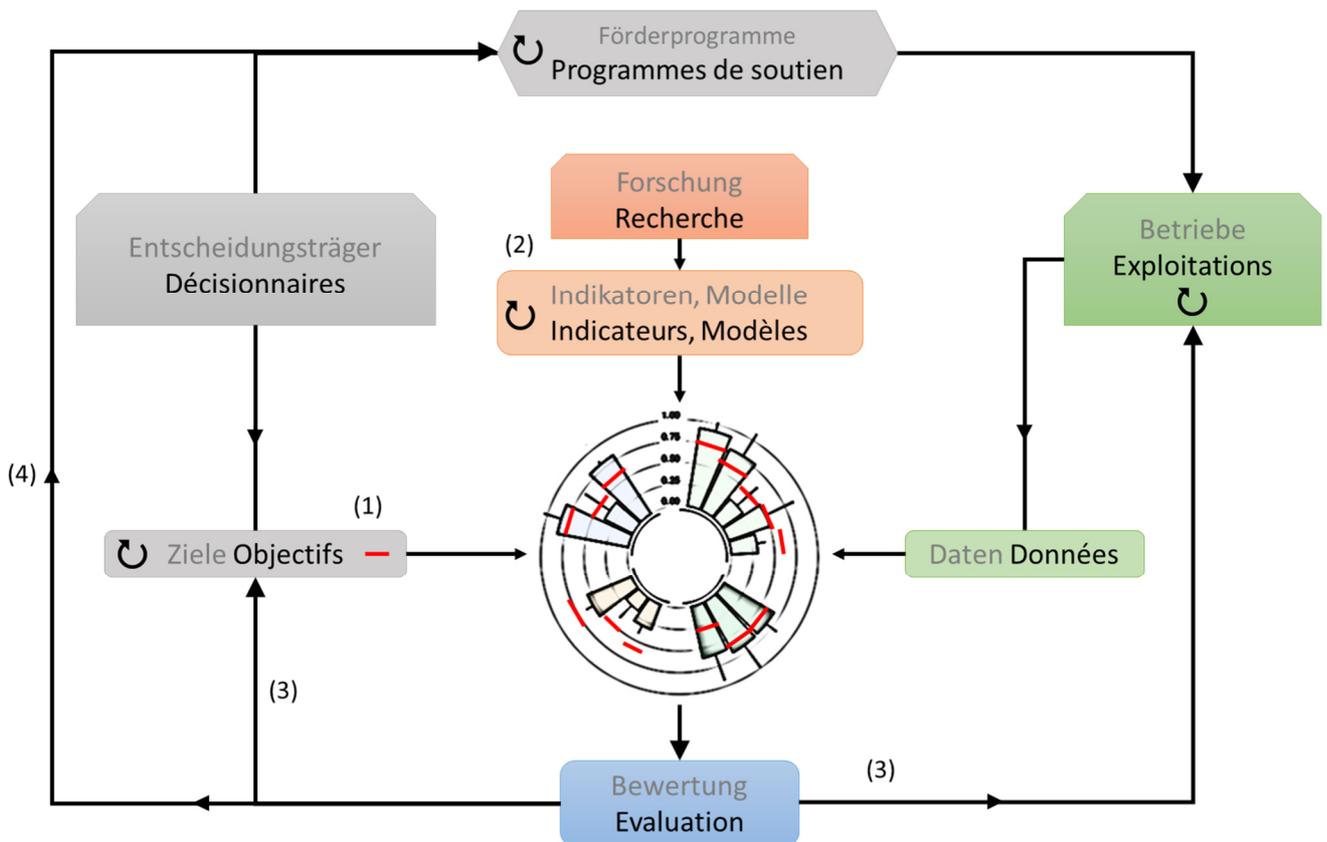


Illustration 11: Approche conceptuelle pour la mise en place d'un outil d'évaluation de la performance de l'exploitation agricole ou du système de culture, de la performance incitative ou de la réalisation des objectifs. Des objectifs définis (1) et des indicateurs appropriés (2) devraient être intégrés dans l'évaluation de la multifonctionnalité afin d'évaluer la performance de l'exploitation et la réalisation des objectifs (3) et de permettre le développement d'incitations ciblées (4) dans un processus d'optimisation dynamique.

Dans le cas d'une production agricole constante, on peut s'attendre à ce que la multifonctionnalité au niveau du paysage soit augmentée si l'utilisation du sol n'est pas conçue et gérée en premier lieu au niveau de l'exploitation, mais à des échelles spatiales plus grandes. La coopération entre les exploitations peut également contribuer à une telle augmentation de l'efficacité, comme cela a déjà été établi dans le cadre de projets de mise en réseau. De telles approches au niveau du paysage ont la possibilité de mieux adapter l'exploitation agricole d'une localité aux conditions environnementales données (*spatial targeting*) (Uthes et al., 2010). Toutefois, la gestion planifiée au niveau du paysage n'est pas facile à intégrer dans les structures établies, car celles-ci considèrent généralement l'exploitation comme une unité centrale. Dans chaque cas d'application et à chaque niveau, l'utilisation de normes devrait définir clairement i) la terminologie et le contexte, ii) les données et les méthodes utilisées pour l'évaluation des services et iii) la manière dont l'évaluation des performances est effectuée. (Polasky et al., 2015). Alors qu'il serait relativement facile de s'accorder sur les termes et les concepts généraux et d'adapter les données et les méthodes utilisées en fonction des améliorations, les principaux défis et incertitudes demeurent en ce qui concerne la monétarisation des services et le choix approprié des seuils à atteindre (objectifs).

6 Appendice: Mesure des services écosystémiques

6.1 Limites du système

Les services écosystémiques (SE) sont souvent considérés comme la contribution d'un écosystème concret. Par exemple, une prairie fournit un fourrage de qualité pour le bétail, stocke du carbone dans son sol et peut être utilisée pour le ski en hiver. Toutefois, le concept de services écosystémiques peut être pensé à différentes échelles (*Figure 1*). À petite échelle, les micro-organismes sont responsables de la décomposition et de la transformation de la matière organique, contribuant ainsi à d'importants services écosystémiques dans le sol (FAO, 2015). À grande échelle, les services d'une exploitation agricole entière, d'un paysage entier ou d'un continent peuvent être calculés en considérant plus d'un type d'écosystèmes et en additionnant les services dans l'espace concerné (Höiting, Jacobs, et al., 2019).

Les avantages d'un service écosystémique ne peuvent pas toujours être exploités sur place. Les effets positifs sur le climat du carbone stocké sont également utiles loin de l'écosystème proprement dit. Cet exemple montre qu'il est important de penser les services écosystémiques dans un système qui inclut les facteurs d'influence sur les services respectifs et qui intègre également les personnes qui profitent de ces services. Il en résulte un système socio-écologique dans lequel les services écosystémiques sont «produits» lorsqu'il existe une demande sociale pour ces services. Dans ce système, il faut également intégrer les approches correspondantes de promotion des services écosystémiques (section 5).

Dans l'agriculture, de nombreux services écosystémiques sont influencés par l'ajout d'intrants, tels que des engrais, ou l'utilisation de produits phytosanitaires. Cependant, le concept de services écosystémiques fait référence à la contribution de l'écosystème à un service, par exemple le contrôle naturel des insectes nuisibles par les oiseaux et autres prédateurs. Si de tels services naturels sont remplacés par des aides anthropiques, celles-ci devraient être prises en compte dans la saisie des services écosystémiques. Sinon, ces aides faussent les prestations fournies, car elles ne font pas partie de l'écosystème au sens strict et ne font donc pas partie des services écosystémiques (Bethwell et al., 2021). C'est pourquoi les effets des mesures de gestion devraient être documentés lorsque les services écosystémiques de différents systèmes agricoles sont comparés.

6.2 Indicateurs de services écosystémiques

Les services fournis, tels que les rendements agricoles ou forestiers, sont clairement définis et donc, pour la plupart, directement mesurables. Pour de nombreux autres services écosystémiques, la question se pose toutefois de savoir comment les saisir en vue d'une analyse. Par exemple, comment mesurer la contribution d'une parcelle à un paysage attrayant et quelle est la meilleure mesure pour saisir la protection contre l'érosion d'une prairie? Dans de nombreux cas, avant de saisir un service écosystémique, il faut trouver un indicateur approprié qui sera mesuré à la place du service concerné (Staub et al., 2011). Il est souvent possible de considérer plusieurs indicateurs et de les additionner (section 7.1.1) afin de couvrir plusieurs aspects d'un service écosystémique. Par exemple, pour la protection contre l'érosion, il est possible de considérer la couverture végétale et l'enracinement de la couche supérieure du sol plutôt que de mesurer directement l'érosion des sédiments en cas de phénomène d'érosion, ce qui serait très coûteux et difficilement réalisable dans le temps (*Figure 2*).

Les indicateurs sont basés sur les connaissances existantes ou doivent être vérifiés par des études préliminaires. Dans le meilleur des cas, les indicateurs représentent un processus ou un flux directement lié à la fonction qui soutient le service écosystémique en question (Garland et al., 2020). Il peut s'agir par exemple du stockage à long terme du carbone dans un écosystème en tant que contribution à la protection du climat, mesuré par le bilan de l'absorption et de la libération de CO₂. Les caractéristiques des écosystèmes qui ne peuvent pas être influencées ou qui ne peuvent l'être qu'à long terme sont moins appropriées pour suivre les changements dans les services écosystémiques et en déduire des recommandations pour la gestion des terres (Garland et al., 2020).

Les exigences envers un indicateur sont élevées, car le choix de l'indicateur peut influencer le résultat d'une étude. C'est pourquoi les indicateurs doivent remplir un certain nombre de conditions. Des indicateurs fiables devraient donc être :

- mesurés et interprétés de manière univoque,
- représentatifs du service écosystémique concerné,
- économiques, accessibles et faciles à saisir,
- être largement acceptés.

D'autres critères de sélection d'un indicateur approprié peuvent être la disponibilité des données, le coût financier de la collecte et la possibilité de valorisation économique, c'est-à-dire la monétarisation d'un service. Un indicateur peut être mesuré par plusieurs méthodes, parmi lesquelles il faut choisir la plus appropriée, ou plusieurs méthodes peuvent être utilisées pour représenter des services écosystémiques complexes tels que la protection contre l'érosion et la disponibilité des éléments nutritifs (Figure 2).

7 Appendice: Analyses de la multifonctionnalité

7.1 Méthodes

7.1.1 Transformation des données, uniformisation et regroupement des indicateurs

Pour que différentes valeurs d'indicateurs avec des échelles de mesure et des unités différentes puissent être analysées ensemble dans une analyse de multifonctionnalité, elles doivent d'abord être normalisées sur une échelle uniforme. Pour ce faire, différentes approches sont possibles (Tableau 1), qui sont plus ou moins appropriées selon l'objectif et les questions de recherche d'une étude.

Selon la définition des SE, les indicateurs suivent le principe «plus c'est élevé, mieux c'est» (Staub et al., 2011). Autrement dit, plus une valeur d'indicateur est élevée, plus les performances sont importantes. Il est donc parfois nécessaire «d'inverser» une valeur de mesure lorsque des valeurs faibles indiquent un service rendu élevé. Par exemple, la présence rare d'insectes nuisibles indique un service élevé en termes de «contrôle des organismes nuisibles». Dans ce cas, la présence d'un insecte nuisible serait alors mathématiquement convertie en absence d'organismes nuisibles afin d'obtenir un indicateur «positif» approprié pour ce service. Différentes approches mathématiques peuvent être utilisées à cet effet, comme la soustraction de la valeur de mesure la plus élevée de toutes les valeurs individuelles. Cette conversion peut être effectuée avant ou après la normalisation des données.

Différents processus peuvent jouer un rôle pour certains services et les services peuvent donc être estimés par différents indicateurs (Figure 2). Par exemple, le maintien de la fertilité du sol peut être représentée par le relevé de différentes teneurs disponibles en éléments nutritifs, l'activité biologique du sol et l'état des agrégats du sol. Dans un tel cas, lorsque plusieurs mesures (indicateurs) sont relevées pour un service, il convient de les regrouper avant de calculer des indices de multifonctionnalité, ceci afin d'éviter une surpondération par rapport à d'autres services.

Tableau 1: Approches possibles de la normalisation des données pour pouvoir calculer des indices de multifonctionnalité

Transformation des données	Description	Avantages	Inconvénients
Transformation en Z (cote Z)	Les données sont normalisées par rapport à la moyenne de l'indicateur en unités d'écart-type	Différents services peuvent être présentés et calculés ensemble	Comparaison uniquement au sein des données récoltées; les petites différences sont «amplifiées» par cette transformation
Transformation entre 0 et 1 (min/max)	Les données sont mises à l'échelle entre 0 (la plus petite valeur) et 1 (la plus grande valeur) pour chaque indicateur	Méthode intuitive et largement répandue, qui fonctionne indépendamment des échelles sur lesquelles un indicateur a été mesuré	Comparaison uniquement au sein des données récoltées; les petites différences sont «amplifiées» par cette transformation, car le rapport entre la moyenne et la variance n'est pas conservé
Relatif à la valeur maximale	Les données sont normalisées par rapport à la valeur la plus élevée de l'indicateur	Différences relatives par rapport à la valeur maximale absolue	Comparaison uniquement au sein des données récoltées; fortement dépendante de la plus grande valeur (mesurée)
Relatif à une valeur de référence	Les données sont normalisées par rapport à une valeur de référence définie pour l'indicateur	Les valeurs s'orientent vers des valeurs cibles individuelles et ne dépendent pas des valeurs les plus petites et les plus grandes dans l'ensemble de données correspondant	Des valeurs de référence doivent être disponibles ou définies; certains services n'ont pas de valeurs de référence claires
Pas de transformation (analyse par le biais du rapport log-réponse-ratio LRR)	Influence d'une variante expérimentale sur un indicateur par rapport aux valeurs d'une variante de référence	Les données ne sont pas modifiées et conservent leur structure d'origine; le LRR permet néanmoins de calculer les grandeurs d'influence sur les services.	Comparaison uniquement au sein des données récoltées; les services ne peuvent pas être directement regroupés en un indice de multifonctionnalité

7.1.2 Agrégation, création d'indices et scénarios

Lorsque les ensembles d'indicateurs et de fonctions ont été définis (section 2) et que les données ont été normalisées (section 7.1.1), il est possible de les agréger à différents niveaux (service, catégorie, multifonctionnalité) dans des indices synthétiques.

La méthode la plus établie pour calculer un indice de multifonctionnalité est de faire la moyenne des différents services écosystémiques standardisés. Il est possible d'attribuer différentes pondérations aux différents services (Allan et al., 2015; Herzog et al., 2019). Ces pondérations sont idéalement obtenues par des enquêtes auprès des acteurs de la société et reflètent la préférence et la demande pour un service écosystémique. Cela permet également de développer différents scénarios dans lesquels la pondération des services est adaptée aux priorités des divers groupes d'acteurs (Figure 12).

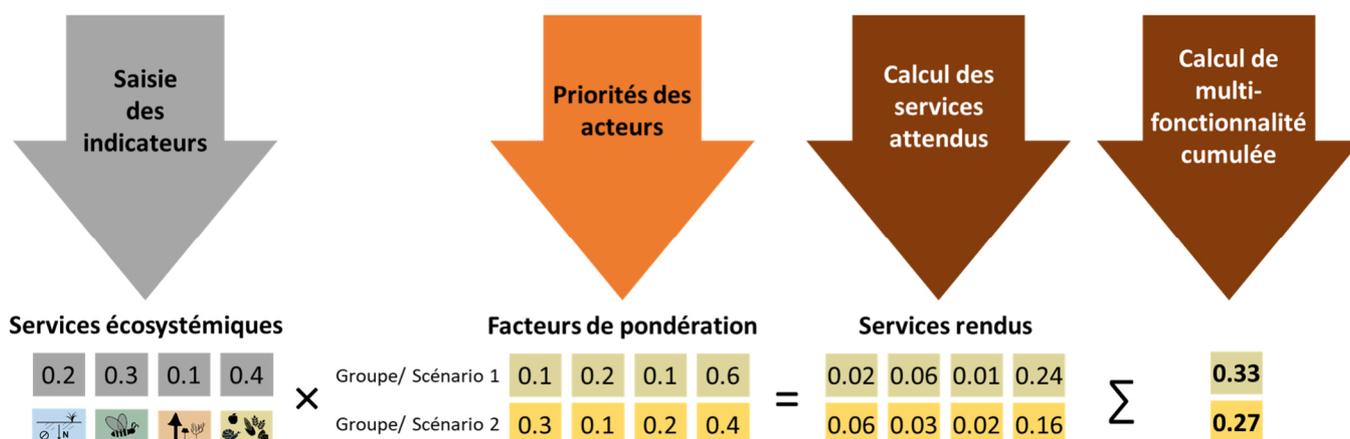


Figure 12: Les analyses de la multifonctionnalité peuvent être combinées avec des enquêtes auprès des acteurs afin de mieux répondre à la demande pour les différents services écosystémiques. Dans ce contexte, la demande est comprise comme la définition des priorités par les acteurs. Des scénarios avec une pondération différente des services peuvent aider à représenter les effets des mesures/projets sur les priorités exprimées par les divers groupes d'acteurs. Figure adaptée d'après Manning et al. (2018) et Hölting et al. (2020).

7.1.3 Indices de multifonctionnalité

La multifonctionnalité peut s'exprimer de différentes manières (voir Hölting, et al. (2019), tabl. 2) pour un aperçu). Outre le nombre de services fournis, la moyenne ou la somme des valeurs des services, avec ou sans pondération spécifique des différentes composantes, il est également possible d'utiliser l'approche de la valeur seuil (*threshold approach*, Byrnes et al. (2014)); par ailleurs, divers calculs de diversité (Hölting, Jacobs, et al., 2019; Stürck & Verburg, 2016; van der Plas et al., 2016) peuvent être appliqués.

Lors de calcul d'indices de diversité, comme l'indice de Shannon, on examine, en plus du nombre de services fournis, leur part relative et on obtient ainsi plus d'informations sur la répartition, dans l'espace ou dans le temps, des services fournis. Dans l'approche de la valeur seuil, on regarde combien de services écosystémiques sont fournis sur un gradient de valeurs limites et on peut ainsi donner davantage d'informations sur la réalisation des objectifs définis. Par exemple, la fonction de stockage du carbone en tant que contribution à l'atténuation du changement climatique n'est considérée comme remplie que si une quantité définie/pertinente est atteinte.

Cette approche par valeurs seuils est un complément utile à l'approche par la moyenne, dans la mesure où cette dernière ne permet pas de savoir si, par exemple, une valeur moyenne d'un indice est due au fait que de nombreux services sont fournis à un niveau moyen ou si certains sont fournis à un niveau très élevé, alors que d'autres le sont à un niveau très bas (conflits d'intérêts). Pour mieux comprendre ces conflits d'intérêts, il est également recommandé d'établir des matrices de corrélation entre les indicateurs, les services ou les catégories dans le cadre d'analyses de multifonctionnalité, afin de comprendre les synergies et les conflits d'intérêts dans le système considéré.

Tableau 2: Différentes approches possibles pour le calcul des indices de multifonctionnalité (adapté de Hölting, Beckmann, et al. (2019)).

Méthode	Description	% d'études	Références
Valeur moyenne	Valeur moyenne de toutes les fonctions et services écosystémiques	30,4%	Maestre et al. (2012) Wittwer et al. (2021)
Somme	Somme de toutes les fonctions et de tous les services écosystémiques	14,4%	Andersen et al. (2013)
Approche par valeurs seuils (Threshold approach)	Nombre de fonctions et de services écosystémiques fournis sur un seuil unique, plusieurs seuils ou une plage continue de seuils	32,8%	Gamfeldt et al. (2008) Zavaleta et al. (2010) Byrnes et al. (2014) Wittwer et al. (2021)
Indices de diversité	Diversité (nombre, part relative, répartition) des fonctions et des services écosystémiques, par exemple l'indice de Shannon	6,4%	Brandt et al. (2014) Hölting, Jacobs, et al. (2019) Wittwer et al. (2021)
Autres méthodes	Par exemple log-respose-ratio (LRR)	16,0%	Queiroz et al. (2015) Richter et al. (2024)

8 Bibliographie

- 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., Hegglin, 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., Moneris, 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).
- Plan d'action du Conseil fédéral. (2017). *Plan d'action Stratégie Biodiversité Suisse*. Bern
- 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., Bufer, C., Rhymer, C. M., Francksen, R. M., Klaus, V. H., Abdalla, M., Milazzo, F., Lellei-Kovács, E., Berge, H. t., Bertora, C., Chodkiewicz, A., Dămătîrcă, C., Feigenwinter, I., Fernández-Rebollo, P., Ghiasi, S., Hejduk, S., Hiron, M., Janicka, M., Pellaton, R., Smith, K. E., Thorman, R., Vanwalleghem, 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., Castagnyrol, 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., Schlaeppi, 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>

Glossaire

Ecosystème:	Un écosystème est un complexe dynamique de communautés de plantes, d'animaux, de micro-organismes et de l'environnement inanimé qui interagissent ensemble comme une unité fonctionnelle. L'homme fait partie intégrante des écosystèmes agricoles (Millennium Ecosystems Assessment, 2005).
Services écosystémiques:	Avantages que les humains tirent des écosystèmes. Ils peuvent être de nature matérielle ou immatérielle et représenter plus ou moins une valeur monétaire.
Fonction de l'écosystème:	Processus biotiques et abiotiques qui contribuent directement ou indirectement à la prestation de services écosystémiques.
Indicateur:	La plupart des services écosystémiques ne peuvent pas être mesurés directement, mais sont estimés à l'aide d'indicateurs. Ces indicateurs sont alors mesurés directement ou modélisés indirectement.
Multifonctionnalité:	La capacité des écosystèmes (et des paysages, régions) à fournir simultanément plusieurs fonctions et services.
Indice de multifonctionnalité:	Indice de la performance générale d'un écosystème défini, basé sur les différents services écosystémiques.